

USAGE DES SOLS EN ACV : INDICATEURS ET PRISE EN COMPTE DE LA RESSOURCE FONCIERE

RAPPORT FINAL

Mai 2023

Responsables scientifiques

Bernard DE CAEVEL - RDC Environment
Johan LHOTELLIER - RDC Environment
Josquin VANDEPUTTE - RDC Environment



L'association SCORE LCA est une structure d'étude et de recherche dédiée aux travaux relatifs à l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et à la quantification environnementale. Elle vise à promouvoir et à organiser la collaboration entre entreprises, institutionnels et scientifiques afin de favoriser une évolution partagée et reconnue, aux niveaux européen et international, de la méthode d'Analyse du Cycle de Vie et de sa mise en pratique.

- ✓ En Bibliographie, ce document sera cité sous la référence :

SCORE LCA, Usage des sols en ACV : Indicateurs et prise en compte de la ressource foncière, 2022, 108 pages, n°02-2022.

- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie) www.ademe.fr
- ✓ Les points de vue et recommandations exprimés dans ce document n'engagent que les auteurs et ne traduisent pas nécessairement, sauf mention contraire, l'opinion de l'ensemble des membres de SCORE LCA.
- ✓ Les informations et les conclusions présentées dans le présent document ont été établies au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

RESUME

Cette étude a pour but de faire l'état de l'art des méthodes d'évaluation de l'impact associé à l'utilisation des sols dans les analyses du cycle de vie (ACV). Après une clarification des concepts théoriques liés à la thématique des sols et de leur application en ACV, un état de l'art des modèles de caractérisation existant dans la littérature a été établi. Cinq de ces modèles de caractérisation liés à l'utilisation des sols ont été analysés en profondeur à propos des indicateurs pris en compte (biodiversité ou services écosystémiques), de leur évolution temporelle et du calcul se cachant derrière les facteurs de caractérisation publiés. En particulier, une application de LANCA, seul modèle recommandé par la Commission européenne, est présentée sur base de deux cas d'études (production de biodiesel à partir de colza et exploitation forestière pour bois-énergie) afin de mieux comprendre son utilisation et de mieux interpréter les résultats. En outre, d'autres sujets liés à l'utilisation des sols sont abordés, tels que les impacts indirects liés au changement d'affectation des sols (iLUC) et les données d'inventaire de cycle de vie (ICV), menant à une analyse croisée entre modèles de caractérisation et ICV. Enfin, la gestion de la ressource foncière en entreprise est discutée sur plusieurs sujets tels que les liens entre l'ACV et la réglementation Zéro Artificialisation Nette (ZAN), le partage d'impacts entre plusieurs utilisateurs, la prise en compte du stockage/déstockage de carbone dans les sols par les entreprises, les stratégies d'occupation limitant la dégradation des sols et la différence entre les modèles ACV et non-ACV. Pour chacune de ces thématiques, des recommandations éclairent les praticiens ACV sur les modèles et méthodes à utiliser afin de mieux prendre en compte l'impact liés à l'utilisation des sols dans leurs activités.

MOTS CLES

ACV, indicateurs, utilisation des sols, changement d'affectation des sols, LANCA, artificialisation

SUMMARY

The aim of this study is to review the state of the art of impact assessment methods associated with land use in life-cycle assessments (LCA). After a clarification of the theoretical concepts related to the soil theme and their application in LCA, a state of the art of characterization models existing in the literature was established. Five of these characterization models related to land use were analysed in depth regarding the indicators considered (biodiversity and ecosystem services), their temporal evolution and the calculation behind the published characterization factors. An application of LANCA, the only Land Use model recommended by the European Commission, is presented on the basis of two case studies (production of biodiesel from rapeseed and logging for wood energy) in order to better understand its use and to better interpret the results. In addition, other topics related to land use are addressed, such as indirect impacts related to land use change (iLUC) and life cycle inventory (LCI) data, leading to a cross analysis between characterization models and LCI. Finally, the management of the land resource in companies is discussed on several topics such as the links between LCA and the "Zéro Artificialisation Nette" regulation, the sharing of impacts between several users, the consideration of carbon storage/unstorage in soils by companies, the occupation strategies limiting soil degradation and the difference between LCA and non-LCA models. For each of these topics, recommendations are provided to help LCA practitioners identify the models and methods that should be used to better account for the impacts of land use in their activities.

KEY WORDS

LCA, indicators, land use, land use change, LANCA, artificialisation

SOMMAIRE

1	Introduction.....	6
1.1	Mise en contexte.....	6
1.2	Objectifs de l'étude	7
1.3	Champ de l'étude.....	7
2	Clarification des concepts théoriques du Land Use en ACV	8
2.1	Fonctionnalités des sols	8
2.1.1	Propriétés du sol.....	8
2.1.2	Fonctions du sol.....	9
2.1.3	Services du sol.....	9
2.2	Terminologie ACV.....	10
2.2.1	Notions de base en ACV	10
2.3	Application ACV au Land Use	12
2.3.1	Flux élémentaires	12
2.3.2	Niveaux d'impact (midpoint/endpoint)	12
2.3.3	Modélisation de l'utilisation d'un sol	14
2.3.4	Inventaire du cycle de vie (ICV).....	18
2.3.5	Caractérisation des impacts (LCIA).....	19
2.3.6	Hypothèses et simplifications	20
3	Partie A – Etat de l'art des indicateurs de prise en compte de l'usage et du changement d'usage des sols en ACV.....	21
3.1	Inventaire des méthodes et modèles.....	21
3.1.1	Inventaire des méthodes	21
3.1.2	Inventaire des modèles.....	21
3.2	Sélection des modèles à approfondir	24
3.2.1	Critères de sélection	24
3.2.2	Sélection des méthodes	24
3.2.3	Evaluation par les pairs	24
3.3	SOC (Brandão et al., 2013)	27
3.3.1	Principes de base	27
3.3.2	Description des indicateurs.....	27
3.3.3	Evolution temporelle	27
3.3.4	Calcul des FC	28
3.3.5	Conclusions sur le modèle.....	30
3.4	LANCA (De Laurentiis et al., 2019)	32
3.4.1	Principes de base	32
3.4.2	Description des indicateurs.....	32
3.4.3	Evolution temporelle du modèle	33
3.4.4	Calcul des facteurs de caractérisation.....	33
3.4.5	Conclusions sur le modèle.....	40
3.5	ReCiPe2016 (Huijbregts et al. 2017).....	42
3.5.1	Principes de base	42
3.5.2	Evolution temporelle du modèle	43
3.5.3	Calcul des facteurs de caractérisation.....	43
3.5.4	Conclusions sur le modèle.....	48
3.6	SAR (Chaudhary et al. 2015).....	49
3.6.1	Principes de base	49
3.6.2	Calcul des facteurs de caractérisation.....	50
3.6.3	Evolution temporelle du modèle	51
3.6.4	Conclusions sur le modèle.....	51
3.7	IPCC2013	52
3.7.1	Principes de base	52
3.7.2	Données d'inventaire	53
3.7.3	Outils existants.....	53
3.7.4	Conclusions sur le modèle.....	53
3.8	Comparaison des modèles approfondis	54
3.9	Analyse des données d'inventaire	56
3.9.1	Granulométrie des bases de données.....	56

3.9.2	Régionalisation des bases de données	56
3.9.3	Nomenclature des bases de données	56
3.9.4	Analyse de la qualité des données d'inventaire	57
3.10	Analyse croisée entre modèles de caractérisation et ICV	63
3.10.1	Commentaires généraux	63
3.10.2	Comparaison entre les modèles et inventaires étudiés	64
3.11	Changements d'affectation des sols indirects	65
3.11.1	Les impacts directs et indirects des biodiesels	65
3.11.2	Modéliser les impacts iLUC	66
3.11.3	Les limites et incertitudes de iLUC	67
3.11.4	Conclusions et recommandations	67
4	Partie B – Application du modèle LANCA	68
4.1	Cas d'étude 1 - La fabrication de biodiesel à partir de colza	68
4.1.1	Unité fonctionnelle	68
4.1.2	Frontières du système	69
4.1.3	Données d'entrée	69
4.1.4	Flux élémentaires	69
4.1.5	Résultats SQI	70
4.1.6	Résultats décomposés par indicateur	71
4.1.7	Résultats comparés avec d'autres procédés similaires	73
4.1.8	Conclusions, limites et perspectives	74
4.2	Cas d'étude 2 - L'exploitation forestière pour le bois-énergie	76
4.2.1	Unité fonctionnelle	76
4.2.2	Frontières du système	76
4.2.3	Données d'entrée	77
4.2.4	Flux élémentaires	77
4.2.5	Résultats SQI	77
4.2.6	Résultats décomposés par indicateur	78
4.2.7	Conclusions, limites et perspectives	79
4.3	Conclusions à propos du modèle LANCA	80
5	Partie C - Prise en compte de la ressource foncière	81
5.1	La réglementation Zéro Artificialisation Nette	81
5.1.1	La distinction entre un sol artificialisé et non-artificialisé	81
5.1.2	Les bases de données utilisées par la ZAN	82
5.1.3	Liens entre ZAN et ACV	82
5.2	Partage d'impacts entre plusieurs utilisateurs d'un même sol	83
5.2.1	Règles de décision pour le partage d'impacts	84
5.2.2	Conclusions sur le partage d'impacts	85
5.3	Prise en compte du stockage/déstockage de carbone dans les sols	85
5.4	Stratégies d'occupation limitant la dégradation des sols	85
5.5	Différence entre modèles ACV et non-ACV	87
6	Logigramme général de prise de décision	89
7	Conclusions	91
8	Bibliographie	93
9	Table des tableaux	96
10	Table des figures	98
11	Annexes	100
11.1	Décomposition des étapes d'un LCIA	100
11.2	Méthodes non-sélectionnées pour approfondissement	102
11.3	Exemple de calcul de FC pour le modèle SOC	105
11.4	ReCiPe2008 : Séparation des impacts d'occupation en effets locaux et régionaux	106
11.5	Exemple de calcul de SQI pour le modèle LANCA	107
11.6	Comparaison des bases de données permettant la mesure de la ZAN	108

1 Introduction

1.1 Mise en contexte

L'usage des sols s'impose comme un enjeu environnemental majeur car il a des impacts au niveau de :

- La **biodiversité** aérienne et du sous-sol, via la modification de l'environnement direct des espèces et la fragmentation des espaces qui limitent le renouvellement des populations ;
- Le **changement climatique** par le stockage/déstockage du carbone contenu dans la biomasse aérienne (déforestation par combustion) et du carbone contenu dans les sols ;
- Les **services écosystémiques** rendus par le sol telles que la production agricole et forestière, la purification des eaux ou encore la limitation des risques physiques (glissement de terrains, inondations) via la contribution des sols au cycle de l'eau.

En Analyse du Cycle de Vie (ACV), la distinction entre la quantité de sols utilisés (en unité de surface) et la manière avec laquelle le sol est utilisé est primordiale. On distingue alors deux types d'utilisation des sols :

1. L'**occupation du sol**, représentant la quantité de surface occupée sur une certaine période pour la production d'un bien
2. La **transformation du sol**, représentant la quantité de sols transformés d'un usage à l'autre pour la production d'un bien.

Un changement d'affectation du sol n'est pas toujours directement lié à la fabrication d'un produit. On parle alors de **changement d'affectation du sol direct ou indirect**.

A titre illustratif, prenons le cas où des surfaces agricoles sont utilisées non pas pour produire du blé mais plutôt du biodiesel à partir de colza. Étant donné que la demande en blé ne change pas, l'utilisation du sol pour produire du colza conduit à utiliser d'autres terres autre part pour produire du blé. Il y a alors une compétition entre les deux productions au niveau de l'utilisation des terres.

Cela peut impliquer un changement d'affectation des sols en transformant, par exemple, des forêts primaires en terres agricoles pour produire le blé manquant. La production de colza aura donc indirectement contribué à la déforestation pour permettre de répondre à la demande en blé. On parle donc de changement indirect d'affectation des sols. (Commission 2012)

L'impact d'une transformation de sol sur son environnement proche n'est pas le même selon qu'un sol soit utilisé en tant que surface agricole ou comme zone urbaine. En effet, l'artificialisation des sols constitue l'impact le plus grand qu'un sol peut subir, puisqu'il élimine la vie dans et sur le sol, et, en fonction des aménagements, empêche l'infiltration des eaux. Il est donc capital de connaître non seulement la surface totale occupée pour une application mais aussi le type d'utilisation du sol. En 2019, sur 104 millions de km² de terres habitables sur Terre (*i.e.* excepté les glaciers, déserts et autres terres stériles), 50% étaient utilisées pour l'agriculture, contre 37% occupées par les forêts.

La **maîtrise de la ressource foncière** de manière durable est un enjeu d'atténuation majeur des pressions sur l'environnement. Elle fait et fera l'objet de concurrence d'usage accrue car elle est essentielle à de nombreuses actions, certaines étant nécessaires à la transition écologique : production de biomasse pour l'énergie, l'alimentation et l'agriculture, extraction minière, restauration d'espaces naturels pour protéger la biodiversité, infrastructure de transport et de logistique, résidentiel, rétention d'eau...

La ressource foncière est également au cœur des **stratégies d'adaptation au changement climatique** afin de réduire notamment l'impact des phénomènes météorologiques extrêmes (inondations, canicules...) sur les sociétés. Les pouvoirs publics développent des stratégies visant à mieux planifier l'usage des sols et à réduire l'artificialisation des sols, comme avec politique de Zéro Artificialisation Nette en France. De telles politiques impactent et impacteront le tissu économique, notamment sur les entreprises dépendant de l'utilisation des terres et des ressources naturelles – telles que les entreprises minières, agricoles et de construction – en limitant l'expansion des zones urbaines et en préservant les terres agricoles et naturelles.

Les outils proposés aujourd'hui par l'ACV ne considèrent pas toujours les mêmes impacts de l'utilisation des sols sur l'environnement et sont parfois complexes d'utilisation pour les praticiens. Les résultats peuvent donc être très différents selon que la méthode sélectionnée mesure l'impact sur la biodiversité ou sur la quantité de perte de matière organique du sol, ou selon comment l'inventaire de données a été réalisé. (Oosterhoff and van Kootwijk 2020)

1.2 Objectifs de l'étude

Le présent document permettra aux praticiens de l'ACV de mieux comprendre les enjeux derrière la maîtrise de la ressource foncière. Il a pour but de :

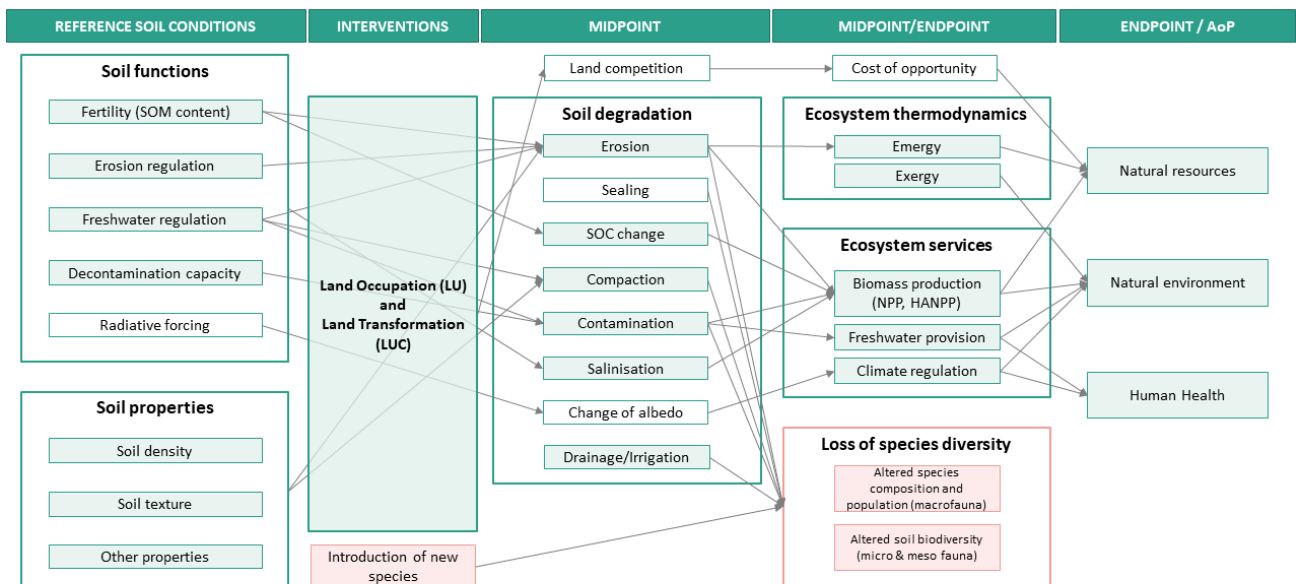
- Clarifier les concepts théoriques liés à l'utilisation des sols en ACV (Chapitre 0)
- Etablir un état de l'art des indicateurs de prise en compte de l'usage des sols en ACV (Chapitre 0) ;
- Réaliser une analyse critique après une sélection de ces indicateurs, évaluer leur applicabilité et leur utilisation actuelle (Chapitre 0) ;
- Mener un ou plusieurs cas d'application de la nouvelle méthode LANCA recommandée par la Commission européenne (Chapitre 4) ;
- Réaliser un état des lieux de la gestion de la ressource foncière par les entreprises et des méthodes de prise en compte en ACV (Chapitre 4.2) ;
- Formuler sous forme de guide pratique des recommandations et matière de choix, utilisation et interprétation des indicateurs, et sur l'affectation de l'impact de différents usages d'un sol.

1.3 Champ de l'étude

Le champ de cette étude sera limité aux modèles où la donnée d'entrée est la superficie de sol consommée, occupée ou transformée. Les modèles caractérisant les impacts sur la biodiversité au sens large (endpoint) ne constitueront donc pas la plus grande priorité dans cette étude.

Afin de mieux cerner les enjeux derrière la gestion de l'usage des sols, une chaîne de causes à effets est présentée dans la Figure 1. Ce genre de structure est régulièrement utilisée en ACV afin de représenter les liens de cause à effet entre une intervention (ex. l'occupation d'un sol), les indicateurs d'impact (ex. la dégradation du sol) et les différents dommages finaux (Area of Protection (AoP), en anglais). Les impacts non caractérisés dans la littérature à l'heure actuelle sont représentés par des cases blanches.

La terminologie utilisée et les concepts théoriques présents dans cette chaîne de cause à effet sont clarifiés plus précisément dans la prochaine section.



*Inspired from Sala et al. (2019) and Souza et al. (2015)
The filled-in boxes are covered by the models in the literature.*

Figure 1 – Chaîne de cause à effet pour l'utilisation des sols, inspirée de Sala et al. (2019) et Souza et al. (2015).

2 Clarification des concepts théoriques du Land Use en ACV

La catégorie d'impact environnemental « Land Use » (traduit « Utilisation des sols ») en Analyse du Cycle de Vie (ACV) correspond littéralement à une mesure des impacts environnementaux liés à l'occupation et à la transformation de la surface terrestre par des activités humaines telles que l'agriculture, la sylviculture, les routes, le logement, l'exploitation minière, etc.

L'évaluation des impacts dus à l'utilisation des sols en ACV diffère fondamentalement de la plupart des autres méthodes d'évaluation d'impacts. En effet, les changements de la qualité du sol ne suivent pas la linéarité des chaînes de cause à effet basées sur les émissions, où plus d'émissions signifie un impact plus élevé. En outre, l'impact de l'utilisation des sols dépend fortement des conditions régionales et locales, telles que les propriétés du sol et le climat.

Dans la suite logique de la chaîne de cause à effet présentée en Figure 1, les fonctionnalités du sol (propriétés, fonctions et services) seront présentées en premier lieu, suivies d'une présentation de la terminologie ACV et de son application à l'utilisation des sols.

2.1 Fonctionnalités des sols

Comme illustré dans la Figure 2, une utilisation anthropique du sol entraîne des modifications des **propriétés du sol** (compaction, densité, matière organique, pH...). Ces modifications entraînent à leur tour une évolution des **fonctions du sol** (par exemple, une plus grande compaction altère le cycle de l'eau, le pH modifie la fertilité et la biodiversité du sol, le taux de matière organique influence les cycles de nutriments dans le sol...). Ces changements des fonctions du sol modifient les **services** rendus par celui-ci et se traduisent donc par des impacts : modification de la biodiversité terrestre, contribution au changement climatique, pollution des eaux qui entraîne des impacts sur la santé humaine, etc.

En ACV, ce sont ces changements des propriétés, fonctions et/ou services du sol qui permettront, *in fine*, de calculer l'impact d'une certaine utilisation du sol à différents niveaux de cette chaîne d'effet, en fonction des méthodes de caractérisation des impacts choisis.

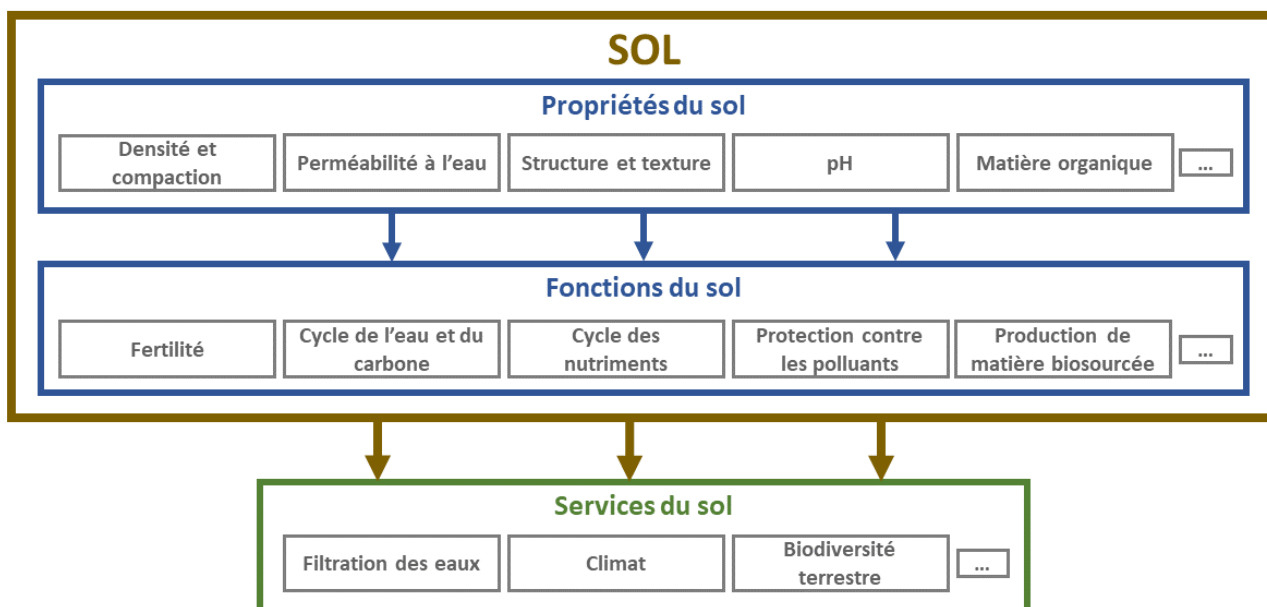


Figure 2 – Liens entre les propriétés, fonctions et services du sol.

2.1.1 Propriétés du sol

Les différentes propriétés (physiques, chimiques et biologiques) du sol sont définies ci-dessous. Il est important de bien comprendre ce qu'elles représentent et les impacts qu'elles peuvent avoir sur les fonctions du sol.

- **Propriétés physiques**
 - **Densité du sol** : Le rapport entre la masse et le volume occupé par le sol en question. On parle également de porosité du sol, liée aux vides occupés par de l'eau et de l'air dans le sol.

- **Compaction du sol** : Procédé entraînant la densification du sol après une contrainte appliquée à celui-ci qui vient déplacer l'air et l'eau contenus initialement entre les grains du sol. Cette contrainte peut être due à des machines utilisées par l'Homme, le passage des pieds d'animaux ou encore à l'évaporation de l'eau, par exemple. Cela peut avoir un impact sur
 - L'érosion car les sols compactés deviennent moins aptes à absorber les précipitations,
 - Les plantes car les grains minéraux pressés les uns contre les autres laissent peu de place à l'air ou à l'eau, et
 - Les animaux fouisseurs.

La capacité d'un sol à se remettre de ce type de compactage dépend du climat, de la minéralogie et de la faune. (Wikipedia 2022)

- **Perméabilité à l'eau du sol** : La quantité d'eau qui peut s'infiltrer à travers un sol sur un intervalle de temps défini. (R. Horn, et al. 2021)
- **Structure du sol** : Le regroupement des composants de structure des sols (sable, limon et argile) forme des agrégats et l'association de ces agrégats en plus grandes unités induit la structure du sol. Cela peut avoir un effet sur le mouvement de l'eau, la résistance à l'érosion ou à la croissance des racines des plantes. (FAO 2023)
- **Texture du sol** : La texture du sol regroupe les éléments minéraux du sol (sable, limon, argile...), influençant le comportement d'un sol et, en particulier, sa capacité de rétention des éléments nutritifs et de l'eau. (FAO 2023)
- **Propriétés chimiques**
 - **pH** : Le pH d'un sol mesure son acidité ou alcalinité, ce qui a une grande influence sur les différents procédés chimiques propres au sol, notamment sur la présence de nutriments pour les plantes.
 - **Matière organique du sol** (Soil Organic Matter (SOM) en anglais) : Taux de matière organique dans le sol (en concentration massique (%) ou en masse de matière organique par unité de surface (tonnesC/ha)). Le contenu de SOM dans un sol peut être influencé par différents facteurs, tels que le climat, la végétation, la texture du sol, les conditions topographiques et les pratiques culturales. On estime que 58% de la SOM d'un sol minéral est représentée par le **Carbone organique du sol** (Soil Organic Carbon (SOC) en anglais). (Brandão and Milà i Canals 2013)

2.1.2 Fonctions du sol

De nombreuses fonctions du sol sont recensées dans la littérature. Les principales sont définies ci-dessous.

- **Fertilité du sol** : Capacité du sol à fournir des nutriments aux plantes (Sala, et al. 2019)
- **Résistance à l'érosion (Erosion Resistance (ER) en anglais)** : Quantité de sol érodée en plus de l'érosion naturelle par an à cause de l'occupation du terrain.
- **Filtration mécanique du sol (Mechanical Filtration (MF) en anglais)** : Capacité d'un sol à filtrer une suspension en liant mécaniquement les polluants aux particules du sol.
- **Filtration physico-chimique du sol (Physicochemical filtration (PCF) en anglais)** : Capacité d'un sol à absorber les substances dissoutes de la solution du sol et ainsi les empêcher de pénétrer dans les eaux souterraines.
- **Réalimentation des nappes souterraines (Groundwater Replenishment (GR) en anglais)** : Volume d'eau n'ayant pas pu être naturellement régénéré à cause de l'occupation du terrain.
- **Production biotique (Biotic Production (BP) en anglais)** : Quantité de biomasse non produite pendant une année à cause de l'occupation du terrain.
- **Régulation du climat (Climate Regulation en anglais)** : Un changement d'affectation des sols peut avoir un impact sur le climat aussi bien en séquestrant qu'en émettant des gaz à effet de serre (Burkhard, et al. 2012)

2.1.3 Services du sol

Les deux services du sol principaux étudiés dans le cadre de cette étude sont l'impact de l'utilisation des sols sur les services écosystémiques et sur la biodiversité. Ces deux concepts sont introduits ci-dessous. Les sols peuvent également avoir des impacts au niveau du changement climatique (ex. stockage/déstockage du carbone) et de la santé humaine (ex. pollution des eaux).

- **Service écosystémique**

Un service écosystémique est défini comme étant un bénéfice rendu à la société par les écosystèmes. Ces bénéfices peuvent être représentés par une fourniture de biens (aliments, carburants, matières premières...), par des services de régulation (régulation du climat, lutte contre les maladies...) ou par des bénéfices non

matériels tels que spirituels ou esthétiques. De plus, les services de soutien sont nécessaires pour la production de tous les autres services écosystémiques (par exemple la pédogenèse, le cycle nutritif et le cycle de l'eau) et sont également appelés « services écosystémiques ». (Brandão and Milà i Canals 2013)

- **Biodiversité**

Dévoilé le 4 juillet 2018, le Plan biodiversité vise à renforcer l'action de la France pour la préservation de la biodiversité et à mobiliser des leviers pour la restaurer lorsqu'elle est dégradée. Dans le cadre de ce plan, le ministère de l'écologie a publié une brochure nommée « *la biodiversité s'explique* » qui définit la notion de biodiversité ainsi : « *c'est le tissu vivant de notre planète. Cela recouvre l'ensemble des milieux naturels et des formes de vie (plantes, animaux, champignons, bactéries, etc.) ainsi que toutes les relations et interactions qui existent, d'une part, entre les organismes vivants eux-mêmes, d'autre part, entre ces organismes et leurs milieux de vie. Nous autres, humains, appartenons à une espèce – Homo sapiens – qui constitue l'un des fils de ce tissu. La notion même de biodiversité est complexe, car elle comprend trois niveaux interdépendants :*

- *La diversité des milieux de vie à toutes les échelles : des océans, prairies, forêts... au contenu des cellules (pensons aux parasites qui peuvent y vivre) en passant par la mare au fond de son jardin ou les espaces végétalisés en ville ;*
- *La diversité des espèces (y compris l'espèce humaine !) qui vivent dans ces milieux, qui sont en relation les unes avec les autres (prédation, coopération...) et avec leurs milieux de vie ;*
- *La diversité des individus au sein de chaque espèce : autrement dit, nous sommes tous différents ! Les scientifiques parlent de diversité génétique pour ce dernier niveau. Étudier la biodiversité, c'est chercher à mieux comprendre les liens et les interactions qui existent dans le monde vivant. »*

Lorsque l'on cherche à mesurer la biodiversité sur un terrain, on cherche à estimer le nombre d'espèces à la fois végétales, animales et bactériennes qui habitent sur le terrain. Il sera important de veiller dans les méthodes étudiées à ce que la biodiversité y soit mesurée de manière la plus proche possible de l'exhaustivité.

2.2 Terminologie ACV

Après une présentation théorique des fonctionnalités des sols, la terminologie ACV utilisée dans le cadre de cette étude est définie de manière générale.

2.2.1 Notions de base en ACV

Il est important de bien définir les différents termes ACV utilisés tout au long de cette étude. Comme illustré par la hiérarchie dans la Figure 3 avec un exemple correspondant pour la méthode EF 3.0, les **outils** représentent les différents logiciels permettant de réaliser des ACV. Les principaux outils utilisés aujourd'hui sont SimaPro, EcoQuery (pour la base de données Ecoinvent), OpenLCA et GaBi.

Au sein de ces outils sont implémentées différentes **méthodes** (ou sets de méthodes) permettant d'évaluer les impacts environnementaux pour différentes **catégories d'impacts** (parmi lesquelles figure la catégorie Land Use).

Pour chacune d'entre elles, il existe différents **modèles** de caractérisation provenant de publications scientifiques qui se distinguent les uns des autres par les **indicateurs** pris en compte dans le calcul de l'impact environnemental.

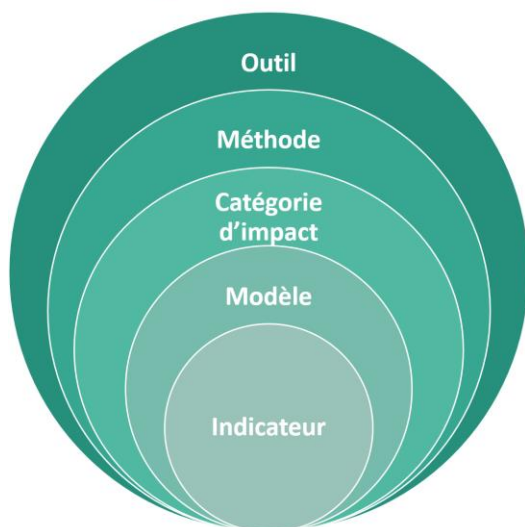
Pour calculer ces différents indicateurs, on multiplie un **facteur de caractérisation** calculé à partir d'un modèle de caractérisation avec un **flux élémentaire** correspondant, provenant de l'inventaire de cycle de vie (ICV). Ce dernier représente une matière ou une énergie entrant dans le système (et donc puisé dans l'environnement) ou sortant du système étudié (et donc rejeté dans l'environnement).

Par exemple, comme décrit dans l'équation ci-dessous, si l'on souhaite calculer l'impact de la transformation d'un sol sur l'indicateur de résistance à l'érosion RE de ce même sol, un facteur de caractérisation FC (en kg sol perdu/m²) est multiplié par le flux élémentaire m de transformation du sol (en m²), représentant la surface totale qui a été transformée.

$$RE \text{ (kg sol perdu)} = FC \cdot m$$

Il est important de noter que ces FC ne sont pas constants et qu'ils dépendent de nombreux facteurs tels que le modèle de caractérisation, le type de sol, la localisation du sol, pour en citer certains. Il existe donc une certaine granulométrie des FC , qui sera présentée dans les prochaines sous-sections.

Terminologie utilisée dans cette étude



Exemple correspondant

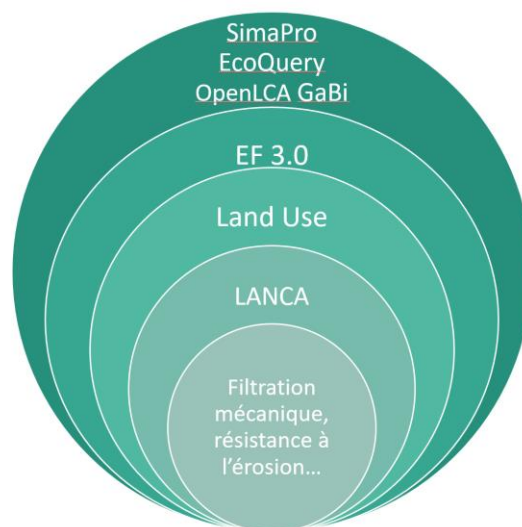


Figure 3 – Terminologie et exemples correspondants

Les définitions des différentes terminologies ACV utilisées sont reprises ci-dessous :

- **Catégorie d'impact** : classe représentant les points environnementaux étudiés à laquelle les résultats de l'inventaire du cycle de vie peuvent être affectés. [ISO 14044:2006(F)]
Exemple : Land Use (traduit « Utilisation des sols).
- Les **sets de méthodes de caractérisation** forment les recommandations d'un organisme donné (ex. le JRC¹, RIVM²...) en matière de méthode de caractérisation à utiliser dans des études ACV, pour chaque catégorie d'impact.
Exemple : Le set de méthodes EF3.0 recommandé par la Commission européenne.
- Les **modèles de caractérisation** sont des modèles qui permettent d'établir une chaîne de causalité entre les résultats d'inventaire de cycle de vie et une problématique environnementale.
Exemple : Modèle LANCA recommandé par la Commission européenne.
- **Indicateur de catégorie d'impact** : représentation quantifiable d'une catégorie d'impact [ISO 14044:2006(F)]
Exemple : Résistance à l'érosion (kg sol perdu)
- **Flux élémentaire** : matière ou énergie entrant dans le système étudié, qui a été puisée dans l'environnement sans transformation humaine préalable, ou matière ou énergie sortant du système étudié, qui est rejetée dans l'environnement sans transformation humaine ultérieure. [ISO 14044:2006(F)]
Exemple : Flux élémentaire de transformation du sol (m²)
- **Facteurs de caractérisation** : facteur établi à partir d'un modèle de caractérisation qui est utilisé pour convertir les résultats de l'inventaire du cycle de vie en unité commune d'indicateur de catégorie. [ISO 14044:2006(F)]
Exemple : Résistance à l'érosion (kg sol perdu/m²)

¹ Joint Research Centre de la Commission européenne

² Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Institut National pour la Santé Publique et l'Environnement des Pays-Bas)

2.3 Application ACV au Land Use

L'objectif de cette troisième et dernière sous-section est de clarifier comment l'ACV modélise l'impact de l'utilisation des sols sur base des fonctionnalités des sols et de la terminologie ACV présentée dans les deux sous-sections précédentes, sur base du cadre complet pour l'utilisation des sols en ACV développé par la UNEP-SETAC (United Nations Environment Programme - Society of Environmental Toxicology And Chemistry) (Koellner, de Baan, et al. 2013). Nous définirons les flux élémentaires utilisés, les différents niveaux d'impacts de la catégorie Land Use, la modélisation d'un terrain, les données d'inventaire et, finalement, la caractérisation des impacts liés au Land Use.

2.3.1 Flux élémentaires

En ACV, les impacts dus à l'utilisation des sols sont modélisés à partir de deux flux élémentaires différents. D'une part, on parle d'**occupation du sol** (Land Occupation en anglais) lorsqu'on tient compte des effets de l'utilisation d'une certaine surface pendant une certaine période (en m²a).

D'autre part, on parle de **transformation du sol** (Land Transformation ou Land Use Change (LUC) en anglais), aussi appelé changement d'affectation du sol, lorsqu'on prend en compte l'ampleur des changements dans les propriétés d'une certaine surface (en m²).

Un changement d'affectation du sol n'est pas toujours directement lié à la fabrication d'un produit. On parle alors de changement d'affectation du sol direct ou indirect :

- **Changement direct d'affectation des sols (dLUC)** - Transformation d'un type d'affectation des terres en un autre, qui a lieu dans une zone terrestre unique et n'entraîne pas de changement dans un autre système ;
- **Changement indirect d'affectation des sols (iLUC)** - Il se produit lorsqu'une certaine affectation des sols entraîne des changements en dehors des limites du système, c'est-à-dire dans d'autres types d'affectation des sols. Ces effets indirects peuvent être évalués, par exemple, au moyen d'une modélisation économique de la demande de terres ou en modélisant la délocalisation des activités à l'échelle mondiale. (Zampori and Pant 2019)³

Le **coût d'opportunité** est un autre concept applicable à l'ACV et complémentaire au iLUC. Cette notion économique et financière est définie comme le coût de renoncement à un investissement au profit d'un autre. Puisque les superficies de sol disponibles sont intrinsèquement limitées, l'usage des sols pour une activité induit un renoncement pour d'autres activités. Classiquement en ACV, on fait une expansion de système pour tenir compte de ces effets, soit en modélisant les conséquences de l'utilisation perdue (si on utilise une surface agricole pour produire un bioplastique, on produit par exemple moins de biocarburant et on consomme plus de pétrole, ou cela induit une déforestation), soit en prenant le coût de location du sol comme mesure de la valeur sociétale perdue si on effectue une analyse coût-bénéfice ou une ACV avec évaluation monétaire.

2.3.2 Niveaux d'impact (midpoint/endpoint)

Selon le modèle de caractérisation développé, la catégorie d'impact sera positionnée sur la chaîne d'effets (midpoint) ou au niveau du dommage final (endpoint) pour l'environnement. Par exemple, comme représenté dans la Figure 4, la catégorie d'impacts d'eutrophisation traduira de la diminution de l'oxygène dissous dans l'eau qui aura pour dommage la baisse de la qualité d'un écosystème et donc *in fine* un changement dans la biodiversité.

³ Un exemple typique de iLUC, déjà cité dans l'introduction de cette étude, est le cas où des surfaces agricoles sont utilisées non pas pour produire du blé mais plutôt du biodiesel à partir de colza. Étant donné que la demande en blé ne change pas, l'utilisation du sol pour produire du colza conduit à utiliser d'autres terres autre part pour produire du blé. Il y a alors une compétition entre les deux productions au niveau de l'utilisation des terres. Cela peut impliquer un changement d'affectation des sols en transformant, par exemple, des forêts primaires en terres agricoles pour produire le blé manquant. La production de colza aura donc indirectement contribué à la déforestation pour permettre de répondre à la demande en blé. On parle donc de changement indirect d'affectation des sols. (Comission 2012)

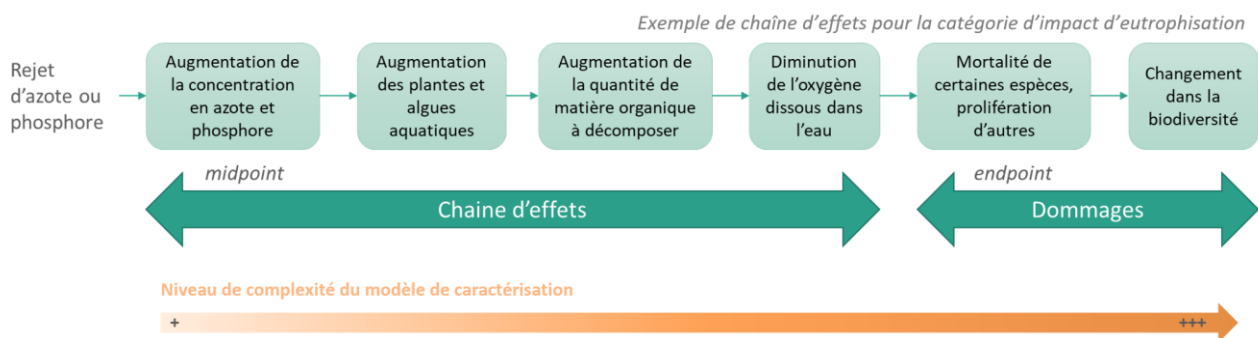


Figure 4 - Chaîne d'effets à la suite du rejet d'azote ou de phosphore sur la catégorie d'impact d'eutrophisation.

Dans le cas de la catégorie d'impact Land Use, la chaîne de cause à effet développée par l'UNEP-SETAC (Koellner, de Baan, et al. 2013) est représentée en Figure 5. Au départ, on y retrouve les flux élémentaires d'occupation et de transformation et leurs impacts directs et intermédiaires (**midpoint**). Les impacts midpoint sont plus ou moins avancés dans la chaîne des effets qui séparent les flux élémentaires des dommages finaux. L'impact d'utilisation des sols pourra par exemple mesurer la dégradation de la fertilité du sol ou, de manière plus avancée dans la chaîne des effets, l'impact sur la séquestration de carbone du sol.

Ensuite, les impacts midpoint se regroupent en deux niveaux **endpoint** représentant les dommages potentiels sur les services écosystémiques (ESDP) et sur la biodiversité (BDP). Dans le cadre de cette étude, nous nous focalisons essentiellement sur ces deux niveaux endpoint (*i.e.* services écosystémiques et biodiversité) ainsi que sur les différents impacts midpoints les précédant dans la chaîne d'effets.

Il est important de rappeler que les impacts étudiés grâce à l'ACV sont des impacts potentiels sur l'environnement. Plus on avance dans la chaîne d'effets, plus le niveau de complexité des phénomènes en jeu et de leurs interactions augmente (Figure 4).

Il n'est donc pas possible de faire un « choix » entre l'étude des niveaux midpoint ou endpoint. Les deux approches sont complémentaires. L'approche midpoint est plus « proche » des flux élémentaires de base et est donc un proxy de l'approche endpoint présentant moins de complexité pour approcher, *in fine*, des dommages finaux.

L'ISO 14044 précise que la précision et la robustesse des résultats dépendra des facteurs de caractérisation mais également de la précision de la modélisation et du lieu d'émissions :

« L'utilité des résultats d'indicateurs pour un objectif et un champ de l'étude spécifiques dépend de la précision, de la validité et des caractéristiques des modèles et facteurs de caractérisation. Le nombre et le genre des hypothèses de simplification et des choix de valeurs utilisés dans le modèle de caractérisation pour l'indicateur de catégorie varient également selon les catégories d'impact et peuvent dépendre de la zone géographique. Un compromis existe souvent entre la simplicité d'un modèle de caractérisation et sa précision.

La variation de la qualité des indicateurs de catégorie parmi les catégories d'impacts peut avoir un effet sur la précision globale de l'ACV, par exemple en raison de différences dans

- la complexité des mécanismes environnementaux entre la frontière du système et l'impact final par catégorie,*
- les caractéristiques spatiales et temporelles, par exemple la persistance d'une substance dans l'environnement, et*
- les caractéristiques dose-effet. »*

[ISO 14044:2006(F)]

Au bout de la chaîne de cause à effet, (Koellner, de Baan, et al. 2013) définissent 4 dommages finaux appelés « Area of Protection » (**AoP**). Ils regroupent les ressources naturelles, la santé humaine, la qualité des écosystèmes et l'environnement anthropique. Koellner et al. estiment que « *une utilisation des sols influence les niveaux endpoint, causant des dommages envers les 4 AoP* ». Ces quatre AoP sont donc implicitement comprises dans l'étude des impacts endpoint par les différents modèles ACV.

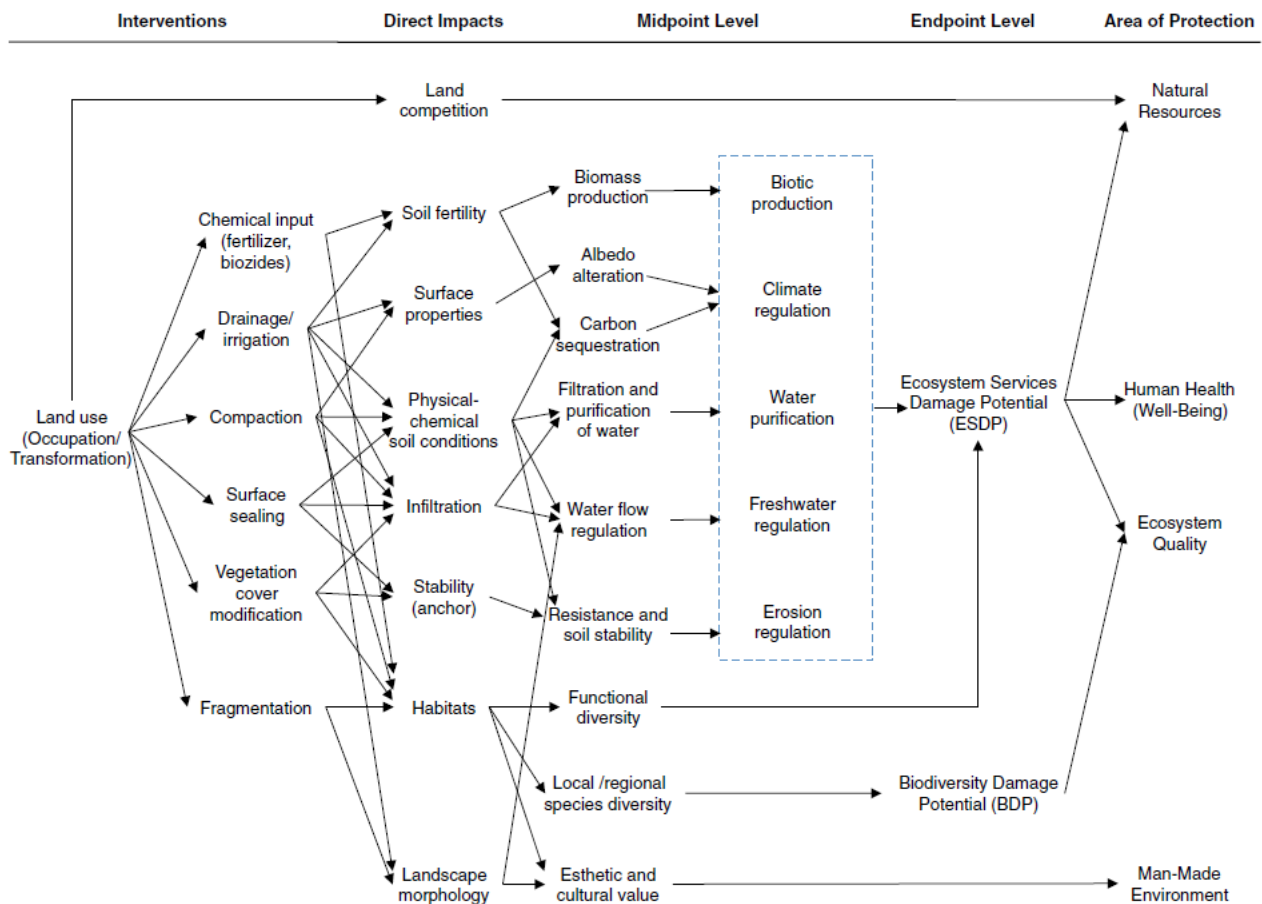


Figure 5 - Niveaux d'impacts en ACV (Koellner, de Baan, et al. 2013)

2.3.3 Modélisation de l'utilisation d'un sol

Pour modéliser l'utilisation d'un sol, on évalue ses impacts sur sa qualité écosystémique Q au cours d'une période donnée, où Q est définie comme étant la capacité d'un écosystème à maintenir la biodiversité et à fournir des services à la société humaine. Pour ce faire, on compare les altérations de qualité de sol Q_{occ} résultant des activités étudiées et celle d'un système de référence Q_{ref} . (Koellner, de Baan, et al. 2013)

Comme indiqué dans la Figure 6, on décompose généralement l'utilisation d'un sol en trois phases, liées à la transformation, l'occupation et la relaxation du sol.

1. **Une phase de transformation du terrain** (au temps t_0 sur la Figure 6) : soit le changement d'affectation d'un sol réduisant la qualité naturelle du sol Q_{ref} à celle du nouveau terrain amené à être occupé Q_{occ} ;
2. **Une phase d'occupation du terrain** (entre t_0 et t_{occ} sur la Figure 6) : soit l'utilisation active d'une parcelle durant une période donnée ($t_{occ} - t_0$).
3. **Une phase de relaxation du terrain** (entre t_{occ} et t_{rel} sur la Figure 6) : soit la période pendant laquelle, après une occupation, le terrain va réévoluer vers son état d'origine. La qualité du terrain réévolue naturellement (*i.e.* dite de manière passive) vers Q_{ref} (ou de manière dite active si on replante une forêt par exemple). En situation modélisée ACV (Figure 6), on considère le **processus réversible** et donc le terrain finira par retrouver sa qualité d'origine au bout d'un certain temps, qualifié comme le temps de relaxation ($t_{rel} - t_{occ}$).

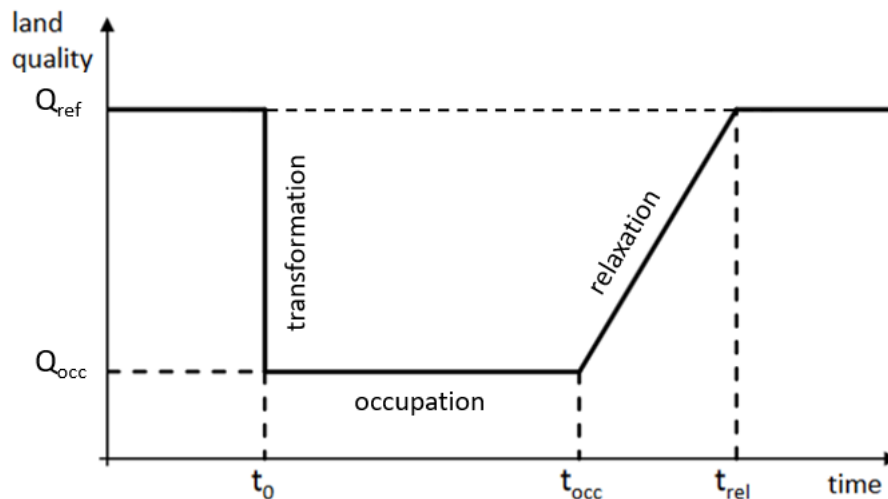


Figure 6 - Vue d'ensemble des deux phases classiques de Land Use et de leurs impacts sur la qualité des terres en situation modélisée.

Le graphe ci-dessus permet au lecteur de se faire une première idée au sujet de la modélisation de l'utilisation d'un sol en ACV. Néanmoins, il existe des cas particuliers où ce graphe n'est pas d'application, notamment en cas de remédiation d'un sol (par exemple si on replante une forêt sur une ancienne zone artificialisée) où en cas d'enchaînement de transformations de sol (par exemple si on déforeste une surface pour en faire un champ et qu'après on décide de construire un parking à la place du champ).

Ainsi, (Koellner, de Baan, et al. 2013) complexifient le graphe au moyen de 6 phases différentes, comme indiqué dans la Figure 7. Dans ce cas-ci, on part toujours d'un sol se référant avec une qualité initiale Q_{ref} . Au temps t_1 , il y a transformation du sol de référence vers un état Q_{LU1} présentant une qualité écosystémique supérieure. Il y a donc remédiation du sol (par exemple si l'on passe d'une forêt à une prairie sèche riche en espèces, dans le cas où Q représente le nombre d'espèces). Les impacts de transformations (I) et d'occupation (II) du sol impliquent des résultats négatifs, représentant un bénéfice sur l'environnement.

Au temps t_3 , la qualité écosystémique étudiée est revenue naturellement vers sa situation de référence (dans notre exemple, la prairie sèche riche en espèces est redevenue une forêt) et on y applique une transformation dégradant la qualité de l'écosystème de Q_{ref} à Q_{LU2} (la forêt est transformée en champ agricole). Les impacts de transformations (III) et d'occupation (IV) génèrent alors des dommages envers l'environnement (positifs en valeur absolue).

Au temps t_4 , après une certaine phase d'occupation (phase IV), une deuxième transformation est appliquée à ce même sol (ex. le champ agricole est transformé en parking), impliquant à nouveau des impacts de transformation (V) et d'occupation (VI). Ensuite, au temps t_6 , la phase d'occupation prend fin et le sol se régénère vers son état de référence pendant un certain temps (t_7-t_6).

Il est important de noter que les temps de régénération sont différents en fonction du type d'utilisation de sol (une surface artificialisée prend plus de temps pour revenir à son état de référence qu'un champ agricole). Ceci représente une hypothèse forte utilisée dans la modélisation de l'utilisation des sols en ACV. On considère que tout sol précédemment utilisé et ensuite laissé à l'abandon se régénère spontanément vers son état de référence sur une certaine période donnée (caractérisée par ce qu'on appelle temps de relaxation). On se rend alors compte que la définition de la situation de référence est primordiale, comme explicité ci-dessous.

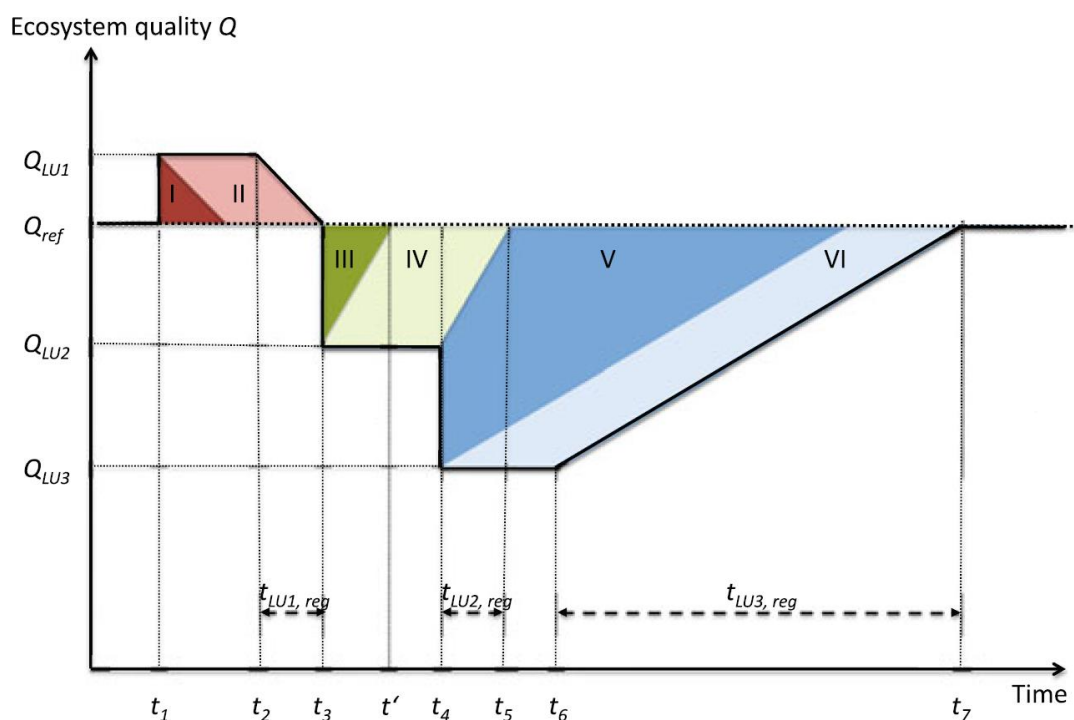


Figure 7 - Modélisation de l'utilisation d'un sol selon (Koellner, de Baan, et al. 2013)

Situation de référence

Comme énoncé plus haut, l'impact de l'utilisation d'un sol est calculé sur base d'une différence de qualité de sol avec une situation de référence. La situation de référence définie a une incidence considérable sur les résultats, car elle sert de point de référence pour mesurer la qualité des terres dans le cadre d'un type particulier d'utilisation des terres. Il existe deux différentes possibilités pour le choix de la situation de référence :

- Soit on choisit le Potentiel de Végétation Naturelle (PNV) représentant l'état du sol estimé en absence de toute intervention humaine, aussi appelé état (semi-)naturel de référence. En général, chaque écorégion/biome (mix naturel de forêts, prairies, lacs, rivières...) est lié à un état (semi-)naturel, défini par le modèle utilisé.
- Soit on utilise une autre utilisation anthropique précédant l'utilisation actuelle (par exemple un champ agricole précédant l'espace urbain étudié).

Régionalisation

Les situations de références, tout comme les données d'inventaire présentées ci-dessous, se classifient généralement par écorégion et par biome. (Olson, et al. 2001) définissent les **écorégions terrestres**⁴ comme étant « des unités de terre relativement grandes contenant un assemblage distinct de communautés naturelles et d'espèces, avec des limites qui se rapprochent de l'étendue originale des communautés naturelles avant les changements majeurs d'utilisation des terres. » Ces mêmes travaux dénombrent au total 867 écorégions différentes, représentées en Figure 8 et disponibles interactivement [via le site suivant](#).

Ces écorégions sont elles-mêmes imbriquées dans les 14 biomes recensés à la surface du globe par les mêmes travaux de (Olson, et al. 2001). Ces 14 biomes sont représentés géographiquement dans la Figure 9 et sont énumérées dans la légende de cette même figure.

Ainsi, au sein d'un biome, on peut trouver différentes écorégions. Par exemple, le biome « Temperate broadleaf and mixed forests » contient les écorégions « Central European mixed forests », « Atlantic mixed forests » et « Pyrenees conifer and mixed forests ».

⁴ Les écorégions terrestres se différencient des écorégions maritimes mais seront simplement appelées écorégions dans le cadre de cette étude.

En 2012, la FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) publiait une mise à jour de cette régionalisation en dénombrant 20 « Zones écologiques », comme représenté en Figure 10. Les méthodes les plus récentes ont recours à cette régionalisation, comme ce sera indiqué plus tard dans l'étude.

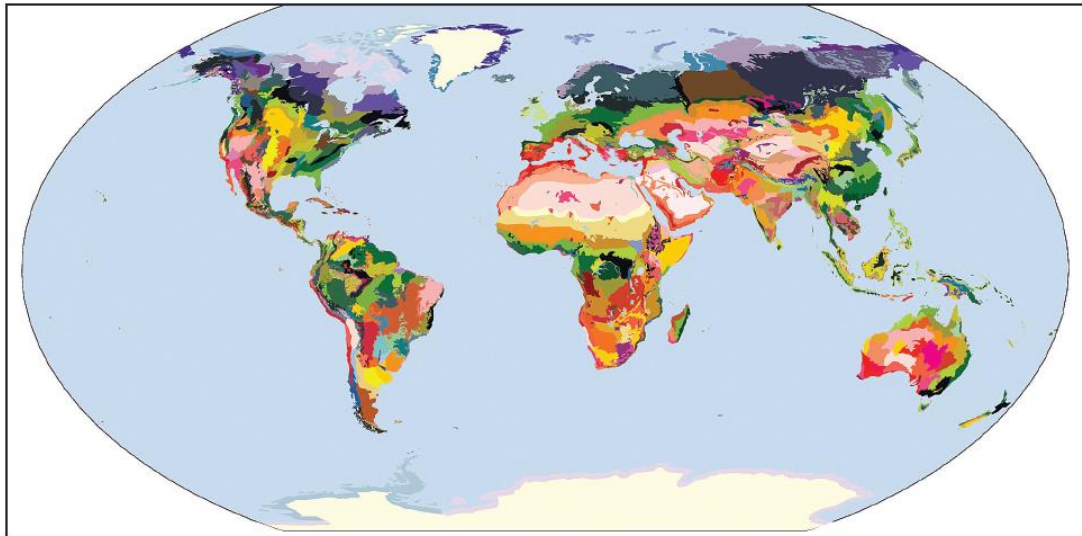


Figure 8 – Représentation géographique des 867 écorégions terrestres à la surface du globe. (Olson, et al. 2001)

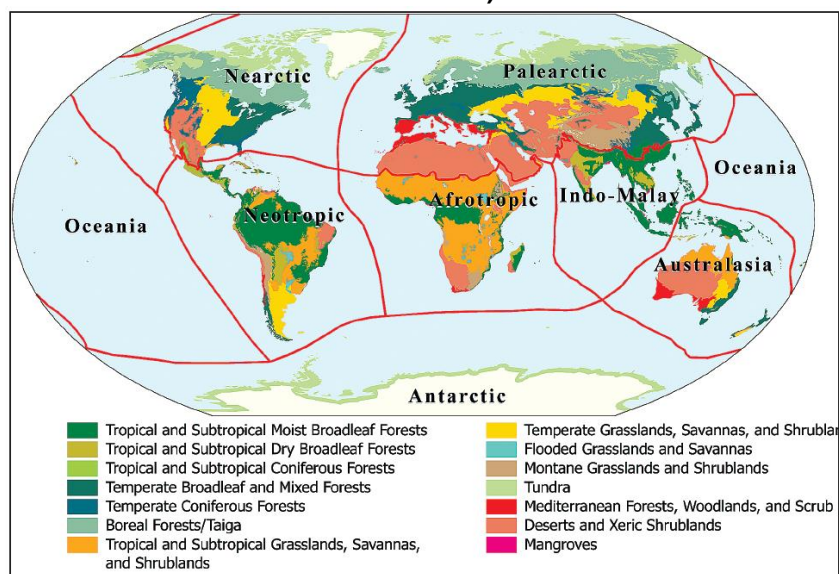


Figure 9 – Représentation géographique des 14 biomes à la surface du globe. (Olson, et al. 2001)

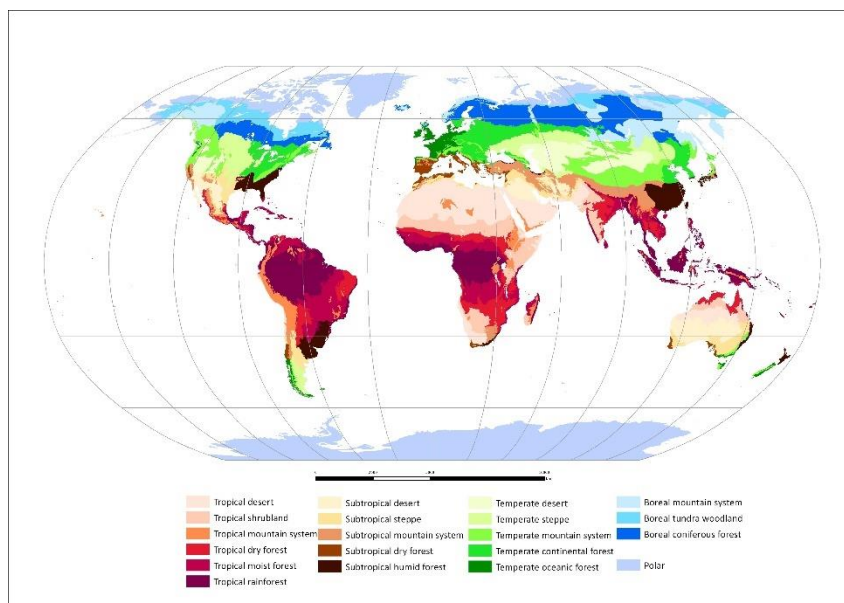


Figure 10 - Représentation géographique des 20 zones écologiques à la surface du globe. (FAO 2012)

Temps de relaxation

Le temps de relaxation t_{rel} pendant lequel on considère qu'un sol utilisé se régénère vers son état (semi-) naturel de référence peut exercer une forte influence lors du calcul des impacts dus à la transformation du sol. Il dépend généralement de 3 facteurs :

1. L'impact considéré (régénérer de la biodiversité peut prendre plus de temps que de régénérer la capacité de production biotique ;
2. Le type de transformation du sol (la régénération d'une forêt prend plus de temps pour une surface artificialisée que pour une surface agricole)
3. Les conditions géographiques (la régénération est souvent plus rapide dans des zones chaudes et humides que dans des zones froides et arides).

Le temps de relaxation n'est pas intégré aux flux élémentaires car il est difficile à estimer étude par étude mais dépend plutôt des caractéristiques des terrains transformés. Il est donc intégré aux facteurs de caractérisation. La valeur considérée pour t_{rel} dépendra donc du modèle de caractérisation utilisé pour le calcul des facteurs de caractérisation.

2.3.4 Inventaire du cycle de vie (ICV)

En ACV, après avoir défini l'objectif et le champ de l'étude, on établit l'inventaire de données qui sera utilisé pendant l'étude. Cette étape consiste à comptabiliser le type de terrains occupés et la superficie de ceux-ci tout au long du cycle de vie d'un produit (par exemple la superficie (en hectares.années) d'un champ de coton nécessaire pour la production d'une chemise). Il est également nécessaire de chiffrer les changements engendrés par l'utilisation des terrains sur la qualité du sol ou les services rendus par le sol, en fonction notamment du type d'utilisation du sol et de la nature du terrain utilisé.

Données d'inventaire

Les différentes données utilisées en ACV représentent les flux élémentaires. Pour rappel, deux types de flux élémentaires sont modélisés pour le calcul des impacts de l'utilisation des sols :

- Les **flux élémentaires d'occupation**, soit la surface occupée affectant la qualité du sol pendant une certaine période (en m^2a) ;
- Les **flux élémentaires de transformation**, soit le changement de qualité du sol entre deux utilisations du sol (en m^2).

On distingue deux types de flux élémentaires de transformation dans les bases de données, à savoir les flux de transformation « to » et « from ». Cette distinction est explicitée dans la prochaine sous-section.

Nomenclature des bases de données

Pour la catégorie d'impact Land Use, les flux élémentaires sont estimés soit via une collecte de données primaires ad-hoc, soit via les bases de données ACV. Dans ce dernier cas, les flux élémentaires sont classés sur base du sol auquel ils sont liés. Les travaux de (Koellner, de Baan, et al. 2013) définissent une classification des utilisations du sol en **4 niveaux**, gagnant en précision à chaque niveau :

1. **Nom commun de l'utilisation du sol** (ex. forêt, pâturage...)
2. **Statut du sol** (ex. forêt primaire ou exploitée...)
3. **Gestion du sol** (ex. arable, irriguée...)
4. **Intensité de l'utilisation du sol** (ex. intensif, extensif...)

Il est important de noter qu'il n'est pas toujours possible d'obtenir le même niveau de précision pour tous les types d'utilisation des sols (les cultures forestières ou artificielles se limitant généralement au niveau 1 comparé aux pratiques agricoles pouvant aller jusqu'au niveau 4).

2.3.5 Caractérisation des impacts (LCIA)

Après avoir établi l'inventaire du cycle de vie (ICV), la troisième étape de l'ACV, dite **étape de caractérisation des impacts**, consiste en l'évaluation des changements que l'utilisation des sols entraîne sur les fonctions du sol et/ou les services rendus par le sol.

Pour rappel, afin de calculer l'impact associé à un indicateur Land Use, on multiplie un facteur de caractérisation (FC) calculé par le modèle utilisé avec un flux élémentaire correspondant, provenant de l'inventaire de cycle de vie (ICV).

Les FC sont établis à partir d'un modèle de caractérisation et utilisés pour convertir les résultats de l'inventaire du cycle de vie en unité commune d'indicateur de catégorie. Leurs unités dépendent des indicateurs retenus pour mesurer la qualité du sol et les impacts environnementaux. Pour chaque méthode, les FC sont généralement disponibles pour plusieurs types de terrain et à plusieurs échelles spatiales (mondiale, par pays...).

Calcul des facteurs de caractérisation

Lorsqu'on cherche à calculer les FC liés à l'utilisation d'un sol, on les sépare en deux parties correspondant aux flux élémentaires d'occupation et de transformation abordés plus haut.

D'une part, l'**occupation d'un sol** décrit le changement de la qualité du sol par rapport à un état de référence Q_{ref} lorsqu'il est utilisé pendant une certaine durée définie. Une valeur positive signifie que l'occupation du sol dégrade la ou les fonctions évaluées par le modèle.

D'autre part, la **transformation du sol** décrit également le changement de la qualité du sol entre le sol étudié après utilisation et la situation de référence. Néanmoins, les FC dépendront de la définition de la situation de référence, selon qu'elle représente l'état naturel initial du sol avant toute utilisation humaine ou alors une utilisation anthropique précédente.

Comme représenté dans la Figure 11, il est possible d'évaluer l'impact de la transformation d'un sol par rapport à son PNV ou par rapport à son état lors d'une occupation précédente. Si on prend l'exemple d'une transformation d'un champ agricole en une zone industrielle, ceci permet de mesurer l'impact de la transformation du sol, soit par rapport à l'état naturel initial avant l'affectation du sol en un champ agricole (ex. une forêt primaire), soit par rapport à l'état lié au champ agricole, amortissant l'impact de la déforestation survenue précédemment. Cette décision du choix de la situation de référence est prise par le praticien ACV ou par le développeur de la donnée utilisée par le praticien.

D'une part, la transformation « **from** » mesure la différence de la qualité du sol à partir de l'état du terrain avant la transformation Q_{ref} jusqu'à l'état naturel initial Q_{nat} (ex. du champ agricole vers la forêt primaire). D'autre part, la transformation « **to** » mesure la différence de la qualité du sol à partir de l'état naturel initial du terrain Q_{nat} jusqu'à l'état du terrain à la fin de la transformation Q_{tr} (ex. de la forêt primaire jusqu'à la zone industrielle).

On recense différents cas particuliers en ce qui concerne les valeurs associées aux flux élémentaires de transformation « to » et « from » :

- Un flux élémentaire de transformation « from » nul signifie que tous les impacts de transformation sont mesurés entre l'utilisation du sol étudié et le PNV associé à la zone géographique du procédé étudié ;
- Pour un même procédé, deux flux de transformation « to » et « from » de même granulométrie et égaux en valeur absolue impliquent un impact de transformation considéré comme nul.

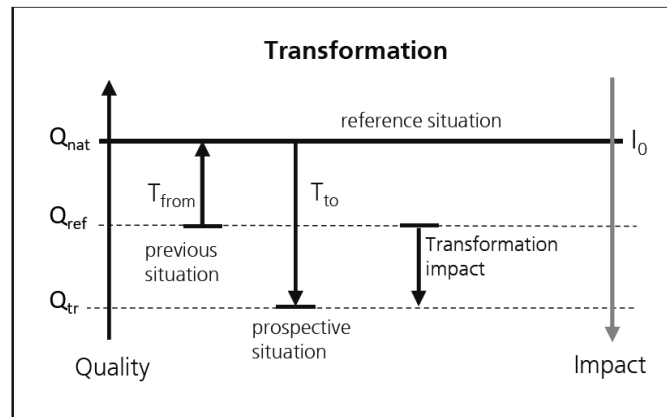


Figure 11 - Représentation schématique des transformations du sol « to » et « from ». (Bos, et al. 2016)

Les facteurs de caractérisations pour le modèle LANCA se calculent alors de la manière suivante :

$$CF_{occupation} = -\Delta Q_{occupation} = -(Q_{occ} - Q_{ref})$$

$$CF_{transformation\ to} = -\Delta Q_{transformation\ to} = -(Q_{tr} - Q_{nat})$$

$$CF_{transformation\ from} = -\Delta Q_{transformation\ from} = -(Q_{nat} - Q_{ref})$$

Les FC sont multipliés par (-1) car, en ACV, une dégradation de l'environnement est exprimée par des valeurs positives.

Une fois ces FC calculés, on obtient les impacts liés à l'occupation des sols et à la transformation des sols en multipliant les FC par les flux élémentaires du modèle. En l'occurrence, le flux élémentaire d'occupation consiste en une surface A et une période t occupées par l'unité fonctionnelle (m^2a/UF), et pour la transformation le flux élémentaire consiste en une surface A occupée par l'unité fonctionnelle (m^2/UF). Les impacts se calculent alors ainsi :

$$Occupation\ impact = CF_{occupation} * (A * t)$$

$$Transformation\ impact = (CF_{transformation\ from} + CF_{transformation\ to}) * A$$

2.3.6 Hypothèses et simplifications

Les différentes hypothèses et simplifications utilisées lors de la modélisation de l'utilisation des sols en ACV sont reprises ci-dessous :

- La discrétisation des types d'occupation du sol à la surface du globe constitue la base de l'évaluation des impacts. Cependant, les estimations des changements de services écosystémiques peuvent être inexactes car la distribution des espèces et leurs propriétés fonctionnelles peuvent varier considérablement au sein d'un même type d'occupation du sol ;
- La qualité de l'écosystème Q reste constante pendant la phase d'occupation ;
- Le temps de transformation est nul (transformation instantanée) ;
- La biodiversité et les multiples services écosystémiques évaluent de manière indépendante ;
- La phase de relaxation est linéaire et indépendante de l'historique de l'utilisation des terres ;

3 Partie A – Etat de l’art des indicateurs de prise en compte de l’usage et du changement d’usage des sols en ACV

3.1 Inventaire des méthodes et modèles

L’objectif de cette section est de réaliser un état de l’art des méthodes et modèles de prise en compte de l’usage des sols en ACV existant dans la littérature. Un inventaire est présenté ci-dessous et recherche l’exhaustivité dans l’identification. Il est également représenté en une ligne du temps dans la Figure 12 regroupant tous les modèles et méthodes identifiées dans la littérature, ainsi que les liens les reliant.

3.1.1 Inventaire des méthodes

Les différentes méthodes de prises en compte de l’utilisation des sols en ACV sont présentées dans la partie inférieure de la Figure 12 et plus précisément dans le Tableau 1.

Ces différentes méthodes sont utilisées par un ou plusieurs outils ACV. Quatre outils ont été considérés dans le cadre de cette étude, à savoir EcoQuery, SimaPro, GaBi et OpenLCA. Ce sont les outils plus utilisés en ACV mais ils ne sont pas exhaustifs pour autant. Certaines méthodes ne sont plus supportées par les outils lors de la réalisation de cette étude (septembre 2022) et d’autres ont été mises à jour ou sont implémentées au sein d’autres méthodes, comme indiqué dans la Figure 12.

La majorité des méthodes prenant en compte l’utilisation des sols se focalisent sur l’impact de l’usage des sols sur la biodiversité, notamment les méthodes ReCiPe2016 et IMPACT World + qui sont largement utilisées en ACV.

Seules les méthodes recommandées par la Commission européenne (i.e. ILCD2011, EF2.0 et EF3.0) sont focalisées uniquement sur les services écosystémiques.

Il existe également un certain nombre de méthodes considérant l’impact de l’usage du sol à travers l’indicateur Changement Climatique (CC). Celles-ci font également partie du champ de l’étude.

3.1.2 Inventaire des modèles

Les différents modèles de prises en compte de l’utilisation des sols sont présentés dans la partie supérieure de la Figure 12. Chaque « bulle » représente un modèle, comprenant le nom éventuel donné au modèle, l’auteur principal et l’année de la publication scientifique associée. Un tableau regroupant tous les critères de ces différents modèles est disponible en annexe.

Un code couleur a été utilisé pour séparer les modèles en 4 groupes :

1. Les publications focalisées services écosystémiques (en vert)
2. Les publications focalisées biodiversité (en rose)
3. Les publications dans le champ de cette revue de littérature mais non-applicables à l’ACV (en jaune)
4. Les manuels et revues de littérature pertinents (en gris)

Les cases bleues situées sur certaines bulles représentent les méthodes évaluant l’impact de l’utilisation des sols à travers le modèle correspondant (ex. EF 3.0 utilise le modèle (N)SQI-De Laurentiis et al., 2019).

Certains modèles sont liés à d’autres par des flèches, soit parce qu’ils ont été mis à jour par de nouvelles publications scientifiques, soit parce certains modèles utilisent un ou plusieurs indicateurs du modèle précédent, dans quel cas l’indicateur a été indiqué sur la flèche.

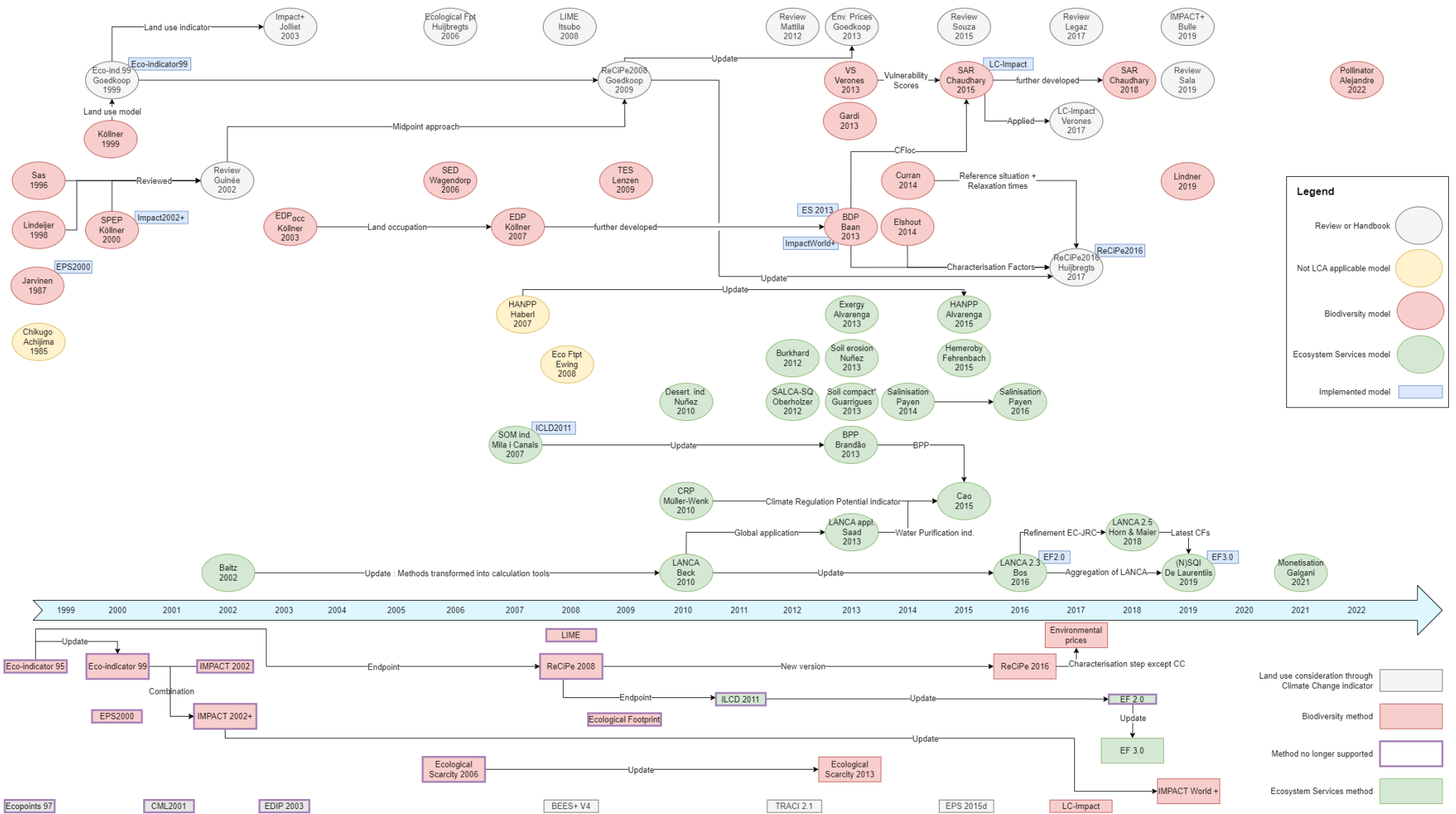


Figure 12 – Inventaire des méthodes (partie inférieure) et des modèles et publications scientifiques associées (partie supérieure) considérant l'utilisation des sols dans les ACV de 1985 à 2022 ainsi que les liens entre les différents éléments. Y figurent également les revues de littératures jugées pertinentes et les manuels d'utilisations de certaines méthodes.

Tableau 1 – Inventaire des méthodes de prise en compte de l'utilisation des sols en ACV. Les versions des logiciels / DB logiciel : Simapro 920, OpenLCI method 2.1.3, Ecoquery via Ecoinvent v3.9, Gabi database 2022

Méthode	Année de publication	Impact considéré	Auteurs	Référence	Midpoint/ Endpoint	Occupation/ Transformation /Les deux	Outils implémentés par défaut
LIME	1985	Biodiversité	NA	NA	Endpoint	NA	NA
Eco-indicator 95	1995	Biodiversité	NA	NA	NA	NA	SimaPro
Eco-indicator 99	2000	Biodiversité	PRé Consultants	NA	Endpoint	Les deux	SimaPro
IMPACT 2002	2002	Biodiversité	NA	NA	NA	NA	NA
IMPACT 2002+	2002	Biodiversité	NA	Jolliet et al. (2003)	Les deux	Occupation	GaBi, OpenLCA
Ecological scarcity 2006	2006	Biodiversité	NA	NA	NA	NA	Ecoinvent OpenLCA SimaPro
ReCiPe 2008	2008	Biodiversité	RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu)	Goedkoop et al. (2008)	Les deux	Les deux	SimaPro
Ecological Footprint	2009	Biodiversité	NA	Huijbregts et al. (2008)	Les deux	Les deux	Ecoinvent, SimaPro, OpenLCA
ILCD 2011 Midpoint+	2011	Services écosystémiques	Joint Research Center (JRC)	NA	Les deux	Les deux	Ecoinvent, SimaPro, GaBi, OpenLCA
IPCC 2013	2013	Changement climatique	Intergovernmental Panel on Climate Change 2013	Stocker et al. (2013)	NA	Transformation	Ecoinvent, SimaPro, GaBi, OpenLCA
Ecological Scarcity 2013	2013	Biodiversité	Treeze.ch	Frischknecht and Büsser Knöpfel (2013)	Midpoint	Occupation	Ecoinvent, SimaPro, GaBi, OpenLCA
ReCiPe 2016 v1.1	2016	Biodiversité	RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu)	Huijbregts et al. (2017)	Les deux	Les deux	GaBi, OpenLCA, SimaPro
LC-Impact	2017	Biodiversité	Norwegian University of Science and Technology (NTNU)	Verones et al. (2017)	Endpoint	Les deux	SimaPro
Environmental prices	2017	Biodiversité	CE Delft	de Bruyn et al. (2018)	Endpoint	Les deux	SimaPro, OpenLCA
EF v2.0	2018	Services écosystémiques	Joint Research Center (JRC)	NA	Midpoint	Les deux	Ecoinvent, SimaPro, GaBi, OpenLCA
EF v3.0	2018	Services écosystémiques	Joint Research Center (JRC)	NA	Midpoint	Les deux	Ecoinvent, SimaPro, GaBi, OpenLCA
IMPACT World+	2019	Biodiversité	IMPACT World+ Team	Bulle et al. (2009)	Les deux	Occupation	SimaPro

3.2 Sélection des modèles à approfondir

3.2.1 Critères de sélection

La sélection des modèles présentés ci-dessus pour une analyse approfondie dans le cadre de cette étude se fait avec la hiérarchie de priorisation suivante :

1. Les modèles focalisés services écosystémiques et appliqués par les principaux outils ACV
2. Les modèles focalisés biodiversité et appliqués par les principaux outils ACV
3. Les modèles focalisés services écosystémiques et non-appliqués par les principaux outils ACV
4. Les autres modèles

Les modèles non-applicables en ACV (en jaune dans la Figure 12), les revues de littérature et les manuels des méthodes (en gris dans la Figure 12) sont exclus de la sélection.

Il a été convenu qu'un total de 5 modèles seraient sélectionnés pour une analyse approfondie sur base des critères précédemment cités.

3.2.2 Sélection des méthodes

Sur base des critères de sélection énoncés ci-dessus, cinq modèles sont sélectionnés comme étant les plus intéressants à approfondir, à savoir :

1. SOC (Brandão et al., 2013)
2. LANCA (De Laurentiis et al., 2019)
3. ReCiPe2016 (Huijbregts et al., 2017)
4. SAR (Chaudhary et al., 2015)
5. IPCC2013

Les caractéristiques des modèles sur base desquels la sélection a été effectuée sont regroupées dans le Tableau 2. Celui-ci reprend notamment l'identité des développeurs du modèle, l'année de la publication, les indicateurs et unités correspondantes, le niveau d'impact évalué (midpoint ou endpoint), le champ du modèle (occupation et/ou transformation des sols), les méthodes faisant appel au modèle, les outils ACV dans lesquels le modèle est implémenté et, finalement, les autres méthodes auxquels le modèle est lié.

Un tableau reprenant les modèles non-sélectionnés ainsi que la raison de la non-sélection est présenté en annexe dans le Tableau 31 et les manuels et revues de littératures dans le Tableau 32.

Ces cinq groupes de modèles sélectionnés sont tous utilisés par au moins un outil ACV, à la différence d'autres méthodes non-implémentées ou alors supplées par d'autres méthodes plus récentes, comme c'est le cas de ReCiPe2008 pour qui la nouvelle version de 2016 sera analysée en profondeur. Cela a été un facteur de décision majeur lors de la sélection. Cela n'enlève en aucun cas la pertinence des autres modèles non-sélectionnés. Certains modèles sont focalisés sur un impact spécifique de l'utilisation des sols et peuvent servir à des analyses de sensibilité, comme c'est le cas de l'étude Ewing et al. (2008) focalisée sur la concurrence foncière, à titre d'exemple.

Premièrement, le modèle **SOC** a été sélectionné car il fait partie des premiers modèles Land Use axés services écosystémiques et il a été adapté pour de nombreux autres modèles tels que LANCA ou ReCiPe.

Deuxièmement, le modèle **LANCA** a été sélectionné car il est, à l'heure actuelle, l'indicateur axé service écosystémique le plus complet et car le seul modèle Land Use recommandé par la Commission européenne. Troisièmement, le modèle **ReCiPe2016** a été sélectionné car il fait partie des modèles les plus utilisés en ACV et car il se focalise plutôt sur les impacts de l'utilisation des sols sur la biodiversité.

Quatrièmement, le modèle **SAR** a également été sélectionné à la suite de la demande des membres de ScoreLCA car il est implémenté dans l'outil LC-Impact. Il consiste en une version améliorée de l'étude Baan et al. (2013) utilisé par ReCiPe2016. Il sera donc intéressant d'étudier les différentes améliorations et limites. Finalement, le modèle Changement Climatique du GIEC (**IPCC2013**) sur la partie émissions de carbone issues de la transformation des sols afin de comprendre les interactions de ce modèle avec les modèles Land Use à proprement parlé.

3.2.3 Evaluation par les pairs

La sélection des modèles présentée ci-dessus est appuyée par les travaux effectués par le JRC de la Commission européenne (Sala, et al. 2019). Onze modèles Land Use compatibles en ACV⁵ ont été évalués

⁵ C'est-à-dire fournissant des FC ou des valeurs facilement convertissables en FC.

sur base de critères différents tels que l'exhaustivité du champ du modèle, la robustesse scientifique, l'applicabilité en ACV ou d'autres critères d'acceptation des acteurs.

Parmi ces 11 modèles étudiés, LANCA et SOC ont obtenu les meilleures évaluations finales. Ils se distinguaient des autres notamment au vu de l'exhaustivité relativement complète de leur champ et de leur applicabilité.

Cependant, (Sala, et al. 2019) présentaient certaines limites et perspectives d'améliorations pour ces deux études. D'une part, le modèle SOC doit encore être adapté aux flux élémentaires ILCD. D'autre part, le nombre d'indicateurs évalués par le modèle LANCA devrait être réduit car, dans certains cas, ils fournissent des informations redondantes. Néanmoins, (Sala, et al. 2019) considéraient le modèle LANCA comme étant le modèle couvrant le plus de flux élémentaires Land Use et modélisant le mieux l'impact sur les différentes propriétés du sol parmi les 11 modèles étudiés.

Tableau 2 – Sélection des méthodes à approfondir

Groupe	Référence principale	Année	Indicateurs	Unités des indicateurs	Champ de la méthode	Niveau d'impact	Méthodes liées	Autres modèles liés
SOC	Brandão et al. (2013)	2013	Carbone organique du sol (SOC)	t C.années	Occupation et transformation	Midpoint	ILCD2011 (SOM)	(Milà i Canals, Romanyà and Cowell 2007)
LANCA	De Laurentiis et al. (2019)	2019	Régulation à l'érosion (ER) Capacité d'infiltration du sol (MF) Réalimentation des nappes souterraines (GR) Production biotique (biologique) (BP)	kg/m ² a m ³ /m ² a m ³ /m ² a kg/m ² a	Occupation et transformation	Midpoint	EF 2.0 EF 3.0	Baitz et al. (2002) Beck et al. (2010) Saad et al. (2013) Bos et al. (2016) Horn et al. (2018)
ReCiPe 2016	(Huijbregts, et al. 2017)	2013	Richesse relative des espèces (Srel)	-	Occupation	Les deux	ReCiPe2016 IMPACT World+	(Koellner and Scholz 2007) (Goedkoop, et al. 2009) (de Baan, Alkemade and Koellner 2013) (Elshout, et al. 2014) (Curran, Hellweg and Beck 2014)
SAR	Chaudhary et al. (2015)	2015	Nombre d'espèces perdues (Slost)	-	Occupation et transformation	Les deux	LC Impact	(de Baan, Alkemade and Koellner 2013) (Verones, Saner, et al. 2013) (Verones, Hellweg and Azevedo, et al. 2017) (Chaudhary and Brooks 2018)
IPCC 2013	Baseline model of 100 years of the IPCC	2013	Carbone issu de la transformation des sols Méthane issu de la transformation des sols	kg CO2 eq/kg	Transformation	Midpoint	EPS 2015d TRACI 2.1 BEES+ V4	IPCC2021

3.3 SOC (Brandão et al., 2013)

3.3.1 Principes de base

Le modèle SOC développé par (Brandão and Milà i Canals 2013) se focalise sur les impacts de l'utilisation des sols sur un service écosystémique spécifique, le potentiel de production biotique (biologique) (BPP). Celui-ci représente la capacité d'un sol à produire et maintenir de la biomasse.

Afin de mesurer l'impact de l'utilisation d'un sol sur son BPP, l'indicateur Soil Organic Carbon (SOC, traduit carbone organique du sol) est utilisé afin d'évaluer le changement de cet indicateur dû à une certaine utilisation d'un sol par rapport à ce même sol s'il n'était pas utilisé.

Le modèle prend les flux élémentaires d'occupation (m^2a) et de transformation (m^2) des sols en entrée et calcule des facteurs de caractérisation (FC) pour tous les types d'utilisation des sols définis par (Koellner, de Baan, et al. 2012) et pour le premier niveau de classification Land Use.

Tableau 3 - Fiche technique du modèle SOC.

Groupe	SOC
Référence principale	(Brandão and Milà i Canals 2013)
Année	2013
Indicateurs	Soil Organic Carbon (SOC) [kg C.années]
Champ de la méthode	Occupation Transformation
Niveau d'impact	Midpoint
Méthodes liées	ILCD2011 (modèle SOM de 2007)
Outils implémentant le modèle par défaut	OpenLCA
Autres modèles liés	SOM (Milà i Canals, Romanyà and Cowell 2007)

3.3.2 Description des indicateurs

L'impact de l'utilisation d'un sol sur son **potentiel de production biotique (biologique) (BPP)** est mesuré à travers le changement de l'indicateur **SOC (kg C.années)**, représentant la fertilité physique, chimique et biologique du sol, par rapport à une situation de référence. Le contenu en SOC est influencé par différentes propriétés telles que le type de sol, la région climatique, le type d'utilisation du sol et la technique de gestion du sol.

3.3.3 Evolution temporelle

Le modèle SOC en question est une version améliorée du modèle SOM (Soil Organic Matter) de (Milà i Canals, Romanyà and Cowell 2007), utilisant un indicateur caractérisant le contenu en matière organique du sol. Le SOM est reconnu comme étant un des meilleurs indicateurs autoportants de la qualité des sols, combinant simplicité d'utilisation et robustesse des résultats, bien qu'il ne porte pas sur tous les impacts provenant de l'usage des sols tels que les impacts sur la biodiversité.

Le SOM est plus facilement estimé à partir de l'indicateur SOC développé par (Brandão and Milà i Canals 2013). En effet, (Brady NC 1999.) a évalué que le SOC représentait généralement 58% du SOM. Ainsi, le modèle SOC a été retenu mais se base essentiellement sur les travaux de son prédécesseur SOM.

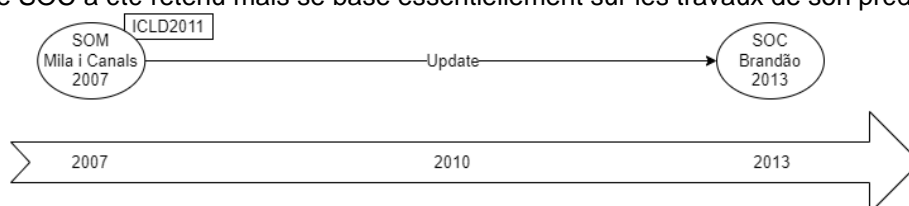


Figure 13 - Évolution temporelle du modèle SOC de 2007 à 2013.

3.3.4 Calcul des FC

Granulométrie des FC publiés

La granulométrie des FC publiés par (Brandão and Milà i Canals 2013) pour l'application du modèle est définie par région climatique (10) et par type d'utilisation du sol (9), pour lesquels différents types de gestion du sol sont considérées, comme indiqué dans le Tableau 4. Les FC sont séparées par phase d'occupation (tonnes C/ha) et par phase de transformation « from » et « to » (en tonnes C.années).

Tableau 4 - Granulométrie du modèle SOC. Les traductions anglais-français sont disponibles en annexe.

Région climatique	Type d'utilisation du sol	Gestion du sol par type
WORLD	Long-term cultivated	-
Boreal, dry	Full tillage	Low input Medium input High input without manure High input with manure
	Reduced tillage	Low input Medium input High input without manure High input with manure
Boreal, moist	No tillage	Low input Medium input High input without manure High input with manure
Cold temperate, dry	Permanent grassland	Nominally managed (non-degraded) Moderately degraded Severely degraded Improved grassland, medium Improved grassland, high
Warm temperate, dry	Paddy rice	-
Warm temperate, moist	Perennial/Tree Crop	-
Tropical, dry	Set-aside (< 20 yrs)	-
Tropical, moist	Sealed Land	-
Tropical, wet		
Tropical montane		

Régionalisation

Le modèle utilise des données avec une résolution spatiale à échelle des régions climatiques et à échelle mondiale.

Situation de référence

L'impact de l'utilisation d'un sol se calcule sur base d'une différence de SOC entre le sol étudié et un sol de référence. La définition de cette situation de référence est donc très importante.

Pour le modèle SOC développé par (Brandão and Milà i Canals 2013), le contenu de SOC de référence est pris comme celui présent dans la couverture terrestre (semi-)naturelle prédominante pour chaque région climatique.

Pour les calculer, une moyenne pondérée est appliquée aux valeurs de SOC pour tous les types de sols présents au sein de chaque région climatique. Les données utilisées à cette fin proviennent des jeux de

données de systèmes d'information géographique (GIS⁶). Les SOC de référence ainsi calculés sont repris par région climatique et pour différents types de sols dans le Tableau 5.⁷

Sur base de la publication de référence (Brandão and Milà i Canals 2013), il n'est pas clair si la granulométrie de la situation de référence se limite à ces 10 régions climatiques ou si elle se décline également pour chacun des 14 biomes et 867 écorégions mentionnées. Comme les FC publiés dans l'article sont différenciés par région climatique, il est supposé que la granulométrie des FC se limite à cette différenciation.

Tableau 5 - Stocks de SOC (en tonnes C/ha) des états (semi-)naturels par région climatique (ligne) et type d'utilisation des sols (colonnes), issu de (Brandão and Milà i Canals 2013).

Table 3 Soil organic carbon stocks under native vegetation by Climate Region and Land Use Type (extrapolated from IPCC 2006)

CLIMATE REGION	AREA (km ²)	Relative (%)	Permanent grassland (tonnes C ha ⁻¹ in 0–30 cm depth)	Long-term cultivated	Native ecosystem	Set-aside	Paddy rice
Tropical, wet	9,408,767	7.0	58.0	56.6	57.4	53.3	58.5
Tropical, moist	17,451,444	13.0	56.2	58.4	54.1	59.0	62.0
Tropical, dry	30,553,142	22.8	36.4	37.1	37.2	36.4	38.7
Tropical montane	7,351,295	5.5	65.0	76.3	70.9	72.7	74.8
Warm temperate, moist	5,528,026	4.1	79.2	81.4	78.0	77.4	80.9
Warm temperate, dry	12,631,558	9.4	36.9	38.1	37.2	37.5	37.7
Cool temperate, moist	11,808,612	8.8	91.3	94.3	95.0	96.0	96.6
Cool temperate, dry	12,221,975	9.1	49.1	51.4	49.2	50.3	50.3
Boreal, moist	13,770,293	10.3	84.1	70.9	85.1	73.8	66.1
Boreal, dry	3,808,837	2.8	74.9	72.7	81.8	74.1	71.8
Polar, moist	7,565,826	5.6	42.7	36.4	46.4	36.6	25.5
Polar, dry	1,975,716	1.5	47.5	45.8	53.5	46.6	45.2
Total (without Antarctica)	134,075,489	100.0					

Temps de régénération

Le modèle SOC considère un temps de régénération de 20 ans pour tout type d'utilisation du sol vers sa situation (semi-)naturelle de référence.

Calcul des FC

Le calcul des facteurs de caractérisation (FC) de l'indicateur SOC est représenté dans la Figure 14 et est explicité ci-dessous. Les différents termes présents sont décrits dans le Tableau 6.

⁶ Un système d'information géographique (GIS) est un système qui crée, gère, analyse et cartographie tous les types de données. Le GIS relie les données à une carte, en intégrant les données de localisation à tous les types d'informations descriptives (comment sont les choses à cet endroit). Cela fournit une base pour la cartographie et l'analyse qui est utilisée dans la science et dans presque toutes les industries. Source : <https://www.esri.com/en-us/what-is-gis/overview>

⁷ Notons que les deux régions climatiques « Polar, moist » et « Polar, dry » sont reprises dans les tableaux mais pas dans les FC publiés par la méthode.

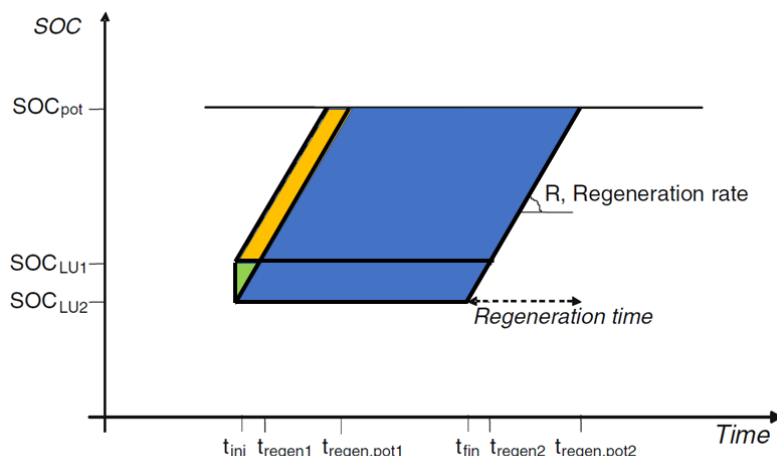


Figure 14 - Calcul des impacts de l'utilisation des sols sur le BPP avec l'indicateur SOC (Brandão and Milà i Canals 2013).

Tableau 6 - Description des symboles utilisés dans le calcul des FC du modèle SOC.

Symbole	Description
SOC _{pot}	Niveau potentiel de SOC si le sol n'est pas utilisé (= niveau de référence)
SOC _{LU1}	Niveau de SOC avant la transformation/occupation étudiée
SOC _{LU2}	Niveau de SOC dans le sol étudié
t _{ini}	Instant où la transformation du sol a lieu et où la phase d'occupation commence
t _{regen}	Instant où le SOC est régénéré jusqu'au moment avant la transformation du sol étudié
t _{regen,pot}	Instant où le SOC est régénéré jusqu'au niveau de référence
t _{fin}	Instant où la phase d'occupation prend fin

Le modèle SOM a l'avantage de permettre à l'utilisateur de calculer l'impact de l'utilisation d'un sol par rapport au sol (semi-)naturel de référence introduit précédemment (appelé SOC_{pot} ici) ou par rapport à une utilisation anthropique précédente (appelé SOC_{LU1} ici).

Les FC d'occupation **CF_{occ} [kg C/m²]** et de transformation **CF_{transf} [kg C.années/m²]** se calculent de la manière suivante :

$$CF_{occ} = \frac{(SOC_{pot} - SOC_{LU2}) \cdot (t_{fin} - t_{ini})}{(t_{fin} - t_{ini})}$$

$$CF_{transf} = (SOC_{pot} - SOC_{LU1}) \cdot (t_{regen1} - t_{ini}) + \frac{1}{2} (t_{regen1} - t_{ini}) \cdot (SOC_{LU1} - SOC_{LU2})$$

Le FC d'occupation revient à calculer la surface de l'aire bleue de la Figure 14, représentant la différence le SOC entre le l'instant où la transformation a lieu jusqu'à la fin de la phase d'occupation. Lorsque la phase d'occupation prend fin en t_{fin}, La phase de relaxation a lieu et le contenu SOC présent dans le sol évolue vers son niveau (semi-)naturel de référence, sur un intervalle de temps dépendant du temps de relaxation (t_{regen,pot2}) considéré par le modèle.

Le FC de transformation revient à additionner les aires jaunes (entre SOC_{pot} et SOC_{LU1}) et vertes (entre SOC_{LU1} et SOC_{LU2}). Si on considère que la situation de référence est la situation (semi-)naturelle du sol, alors SOC_{pot} = SOC_{LU1} et donc l'aire jaune de la Figure 14 disparaîtrait et le triangle vert s'étendrait verticalement jusqu'au niveau SOC_{pot}.

Un exemple de calcul de FC sur base de la méthodologie présentée ci-dessus est illustré en Annexe 11.3

3.3.5 Conclusions sur le modèle

Avantages

- Le modèle SOC prend à la fois l'occupation et la transformation du sol en entrée.
- Possibilité de mesurer l'impact de l'utilisation d'un sol par rapport à un autre type d'utilisation de sol précédant plutôt que par rapport à la situation de référence. Cela ouvre la possibilité d'effectuer des ACV

aussi bien attributionnelles (avec une situation de référence) que conséquentielles, si l'évolution du SOC après usage du sol peut être déduit ou mesuré jusqu'à la fin du procédé de relaxation.

- Le modèle représente relativement bien l'impact de l'utilisation du sol pour la fonction du sol « Production biotique ».
- Les FC calculés sont directement applicables en ACV.

Limites du modèle

- Les temps de relaxation considérés par le modèle (*i.e.* 20 ans) sont trop courts pour la plupart des utilisations des sols et particulièrement pour les sols partant d'un contenu SOC bas (ex. des terres arables) à des SOC élevés (ex. des forêts). De plus, le temps de relaxation est identique pour tous les types d'utilisation des sols et devraient être différenciés.
- Comme les bases de données du GIEC, utilisées par le modèle SOC, différencient relativement peu le contenu carbone selon le type de sol étudié, il y a peu de différences entre les FC d'une forêt et d'une terre cultivée, par exemple.
- Le modèle n'inclut pas les potentiels impacts de l'occupation et de la transformation des sols envers la biodiversité.

3.4 LANCA (De Laurentiis et al., 2019)

3.4.1 Principes de base

Le modèle LANCA® permet de calculer les impacts environnementaux liés à l'utilisation des sols à partir de différents indicateurs liés aux services écosystémiques. L'outil de calcul a été développé dans le cadre de la méthode Environmental Footprint (EF) de la Commission européenne (CE).

Une fiche technique du modèle LANCA est représentée dans le Tableau 7 et reprend les principales caractéristiques du modèle.

Tableau 7 – Fiche technique du modèle LANCA

Groupe	LANCA
Référence principale	De Laurentiis et al. (2019)
Année	2019
Indicateurs	Régulation à l'érosion (ER) [kg/m ² a] Capacité d'infiltration du sol (MF) [m ³ /m ² a] Réalimentation des nappes souterraines (GR) [m ³ /m ² a] Production biotique (biologique) (BP) [kg/m ² a]
Champ de la méthode	Occupation Transformation (permanente)
Niveau d'impact	Midpoint
Méthodes liées	EF 2.0 EF 3.0
Outils implémentant le modèle par défaut	SimaPro EcoQuery GaBi
Autres modèles liés	Baitz et al. (2002) Beck et al. (2010) Saad et al. (2013) Bos et al. (2016) Horn et al. (2018)

3.4.2 Description des indicateurs

Historiquement, dans son calcul d'impacts environnementaux, LANCA considère les cinq services écosystémiques suivants (Bos, et al. 2016):

- **Résistance à l'érosion** : la capacité d'un sol à empêcher l'érosion au-delà du taux d'érosion naturel ;
- **Capacité de filtrage mécanique des eaux souterraines** : La capacité d'un sol à filtrer l'eau en liant mécaniquement les polluants aux particules du sol ;
- **Capacité de filtration physico-chimique des eaux souterraines** : la capacité d'un sol à absorber les substances dissoutes dans le sol, les empêchant ainsi de pénétrer dans les eaux souterraines ;
- **Capacité de réalimentation des eaux souterraines** : la capacité d'un sol à contribuer à la recharge des eaux souterraines ;
- **Potentiel de production biotique (biologique)** : la capacité d'une zone à produire de la biomasse ;

Comme ce sera détaillé dans la section 3.4.4, ces différents indicateurs sont finalement agrégés ensemble pour obtenir un facteur de caractérisation unique pour l'impact lié à l'utilisation des sols, appelé indice de qualité du sol (**Soil Quality Index (SQI)**, en anglais).

Afin de sélectionner les indicateurs les plus appropriés en termes de pertinence et d'unicité, une analyse statistique de corrélation a été effectuée par (De Laurentiis, et al. 2019) entre ces 5 indicateurs sur base de l'indice de corrélation de Spearman. Il en est sorti que les indicateurs de filtration mécanique et physicochimique étaient fortement corrélés. En d'autres mots, l'information apportée par ces deux indicateurs était redondante, aussi bien pour les FC à échelle mondiale qu'à échelle nationale. Il a alors été décidé de ne

plus considérer l'indicateur de filtration physicochimique dans le SQI, ce qui réduit le nombre d'indicateurs LANCA à 4.

3.4.3 Evolution temporelle du modèle

Une représentation temporelle de l'évolution du modèle LANCA est représentée dans la Figure 15. Une brève présentation des différentes modifications apportées est explicitée ci-dessous.

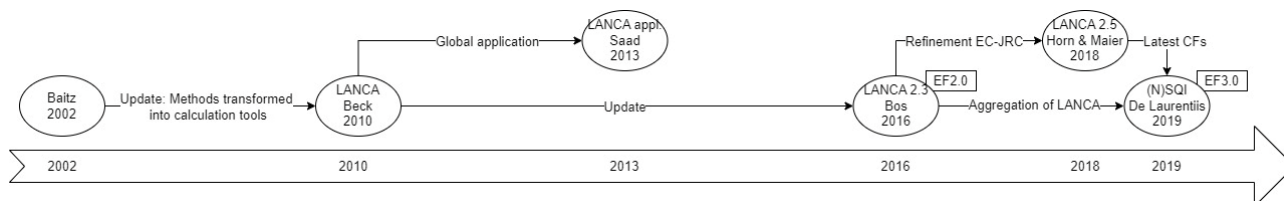


Figure 15 – Evolution du modèle LANCA de 2002 à 2019

En 2002, (Baitz 2002) publiait un ensemble d'approches pour quantifier différents impacts de l'utilisation des sols par des procédés industriels. Pour la première fois, il était possible de quantifier différentes fonctions du sol telles que la résistance à l'érosion, la filtration de l'eau ou la réalimentation des eaux souterraines.

C'est sur base des travaux de (Baitz 2002) qu'est née la première version de LANCA (LANd use indicator CA calculation tool), publiée par (Beck, et al. 2010), après avoir transformé les différentes méthodes en un outil de calcul opérationnel en ACV. Pour ce faire, Beck et al. ont calculé les facteurs de caractérisation pour un ensemble de procédés miniers et agricoles pour une sélection spécifique de pays.

Au vu de ses résultats prometteurs en termes d'application (Saad, Köllner and Margni 2013) et d'évaluation par le JRC (Vidal-Legaz, et al. 2016), une mise à jour (version 2.3) a été publiée en 2016 par (Bos, et al. 2016). Ces derniers ont calculé des nouveaux FC pour tous les flux élémentaires Land Use de l'inventaire ILCD. Ainsi, l'application de LANCA était étendue de manière globale, à échelle nationale et mondiale ainsi que pour l'occupation et pour la transformation des sols.

De plus, les calculs d'impacts pour les indicateurs de résistance à l'érosion, filtration physicochimique et réalimentation des nappes phréatiques ont été mis à jour depuis (Beck, et al. 2010), à l'inverse des indicateurs de capacité de filtration et de production biotique qui restent inchangés.

Pour la sortie de la méthode EF3.0, pour laquelle la catégorie d'impact Land Use se base exclusivement sur l'outil LANCA, (Horn and Maier 2018) publie un raffinement des facteurs de caractérisation de l'outil LANCA pour sa version 2.5, réglant certains problèmes de moyennage des données par pays.⁸

Finalement, sur la base de ces nouveaux facteurs de caractérisation, (De Laurentiis, et al. 2019) ont publié une nouvelle mise à jour du modèle LANCA en y ajoutant un indice de qualité du sol (Soil quality Index (SQI, en anglais) capable d'agrèger les différents indicateurs de LANCA en un score unique, améliorant l'applicabilité de l'outil et la compréhensivité des résultats. C'est cette dernière publication qui sera analysée dans le cadre de cette étude.

3.4.4 Calcul des facteurs de caractérisation

Dans le modèle LANCA, on applique ces méthodes de calculs pour obtenir les FC des 4 différents indicateurs pris en compte par le modèle LANCA. Une représentation schématique du calcul des FC est représentée dans la Figure 16.

⁸ Ces modifications seront détaillées dans la section suivante.

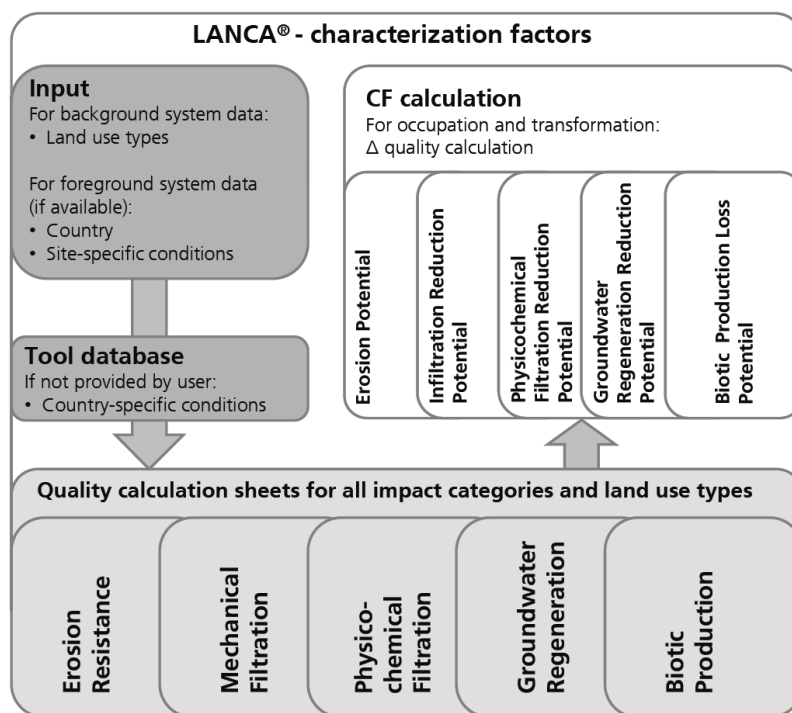


Figure 16 – Structure pour le calcul des facteurs de caractérisation de LANCA, excepté pour la filtration physico-chimique qui a été écartée. (Bos, et al. 2016)

Granulométrie des FC publiés

Les FC pour chacun des 4 indicateurs ainsi que pour le score unique SQI possèdent une granulométrie allant jusqu'au niveau 4 défini par (Koellner, de Baan, et al. 2013), correspondant au plus haut niveau de précision possible, et ce pour 114 types d'utilisations différents.

Régionalisation

Les FC du modèle LANCA sont calculés sur base de données géographiques (qui font donc référence à une zone géographique spécifique) utilisant un système de géo-information (GIS). Ces données sont également moyennées par pays pour chacun des 5 indicateurs afin de permettre une régionalisation (à l'échelle d'un pays) dans les ACV. En l'occurrence, les données d'entrée spécifiées par zone géographique sont les types de sols, les propriétés de sols, les zones climatiques et les biomes principaux par pays. (Bos, et al. 2016)

Cette possibilité de régionalisation ne dépend pas uniquement du modèle mais aussi du format de la base de données. En effet, bien que LANCA soit régionalisé à l'échelle du pays, seul le format ILCD est régionalisé, au contraire des bases de données SimaPro et EcoQuery.

Situation de référence

Dans sa version 2.3 développée par (Bos, et al. 2016), la situation de référence correspondait au potentiel de végétation naturelle (PNV) du biome avec la plus grande superficie du pays en question. Le PNV décrit l'état de la végétation mature qui se développerait si toutes les activités humaines étaient arrêtées d'un coup (Huijbregts, et al. 2017). La version la plus récente du modèle LANCA, publiée par (De Laurentiis, et al. 2019), n'utilise plus la classification en 14 biomes de (Olson, et al. 2001) mais utilise désormais les 20 « zones écologiques » publiées par (FAO 2012). Dans la suite de la description du modèle LANCA, on utilisera le terme biome pour évoquer ces 20 zones écologiques.

Cela posait des problèmes importants pour des grands pays hétérogènes d'un point de vue écosystémique. Par exemple, pour les États-Unis, l'Alaska représente presque 20% de sa superficie. Comme seul le PNV ayant la plus grande superficie était considéré par LANCA v2.3, la situation de référence de tous les États-Unis était fixée au type de sol « Tundra arctique ou alpine », ce qui menait à des résultats faux.

Pour résoudre ce problème et augmenter le niveau de précision des FC, (Horn and Maier 2018) ont défini 5 étapes à suivre pour le calcul des FC.

1. Calculer les valeurs des qualités des écosystèmes pour tous les **PNV des 20 zones écologiques** fournies par (FAO 2012),

2. Calculer, **pour chaque** pays, la valeur pour la situation de référence comme une moyenne pondérée des valeurs calculées à l'étape 1 en fonction de la superficie de chaque zone écologique et en tenant compte de toutes les zones écologiques existantes dans le pays en question.
3. Répéter l'étape 2 mais sans les zones écologiques à faible utilisation agricole ou forestière suivantes : toundra boréale, polaire, désert subtropical, désert tempéré et désert tropical.⁹

Ensuite, pour le calcul des FC se basant sur ces différentes situations de référence, (Horn and Maier 2018) définissent les deux étapes suivantes :

4. Calculer les FC pour tous les types d'utilisation des sols excepté ceux liés à l'agriculture et à la forêt en utilisant la situation de référence calculée à l'étape 2.
5. Calculer les FC pour les types d'utilisation des sols liés à **l'agriculture et à la forêt** en utilisant la situation de référence calculée à l'étape 3.

Ces deux dernières étapes s'appliquent au calcul des FC des 4 indicateurs LANCA présentés ci-dessous. La raison derrière cette séparation entre les types d'utilisation des sols liés à l'agriculture et à la forêt et les autres vient du fait qu'il est très peu probable que des activités agricoles ou forestières aient lieu dans les zones écologiques écartées (*i.e.* toundra, zone polaire ou déserts) lors de l'étape 3. Cette séparation a permis de supprimer plusieurs aberrations présentes dans la version 2.3 du modèle.

Temps de régénération

Le modèle LANCA considère un temps de régénération de 20 ans pour les utilisations biotiques du sol et 85 ans pour les surfaces artificielles.

Calcul des indicateurs

Pour rappel, à la suite d'une étude statistique menée par (De Laurentiis, et al. 2019), l'indicateur de capacité d'infiltration physicochimique n'est plus considéré dans le modèle LANCA pour cause d'une trop grande corrélation avec l'indicateur d'infiltration mécanique.

De plus, un résumé des caractéristiques de ces 4 indicateurs ainsi que des paramètres majeurs est présenté dans le Tableau 8.

- **Résistance à l'érosion**

LANCA utilise le modèle RUSLE, datant de 1997, qui se base sur les différents paramètres repris dans la Figure 17 (Step 1). On distingue la présence de paramètres du sol (texture, taille moyenne des grains du sol, perméabilité du sol, structure, contenu de gravier et humus...), de variables topographiques (pente, longueur de pente) et climatiques (précipitations, altitude), ainsi que des paramètres liés à la gestion des sols.

Ces paramètres sont regroupés en 5 facteurs différents, finalement multipliés entre eux pour obtenir le potentiel d'érosion final, caractérisant la résistance à l'érosion. Le détail des calculs par facteur est repris dans (Bos, et al. 2016) et a été effectué avec les données de la HWSD (Harmonized World Soil Database) pour les différents paramètres du sol.

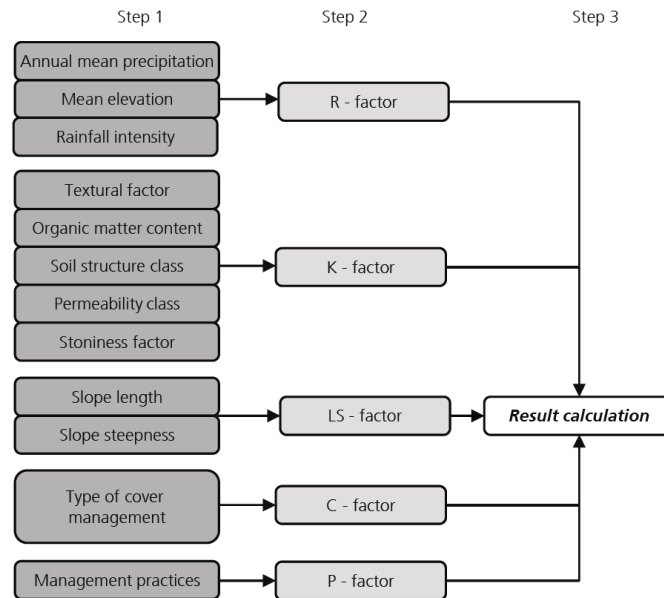


Figure 17 – Méthode de calcul de l'indicateur résistance à l'érosion pour le modèle LANCA (Bos, et al. 2016).

- **Capacité d'infiltration**

La filtration mécanique d'un sol représente la quantité d'eau que celui-ci peut faire infiltrer, calculée sur base de sa perméabilité à l'eau.

Les paramètres du sol principaux influençant cet indicateur sont la texture du sol étudié, la distribution de la taille des pores (vides d'air), le type de sol, la séquence sédimentaire, la surface des eaux souterraines, la distance jusqu'aux eaux souterraines et le type d'utilisation des terres. La perméabilité ainsi calculée est ensuite multipliée par un facteur d'étanchéité (de compaction) propre au sol en question pour finalement obtenir une valeur pour la capacité d'infiltration du sol.

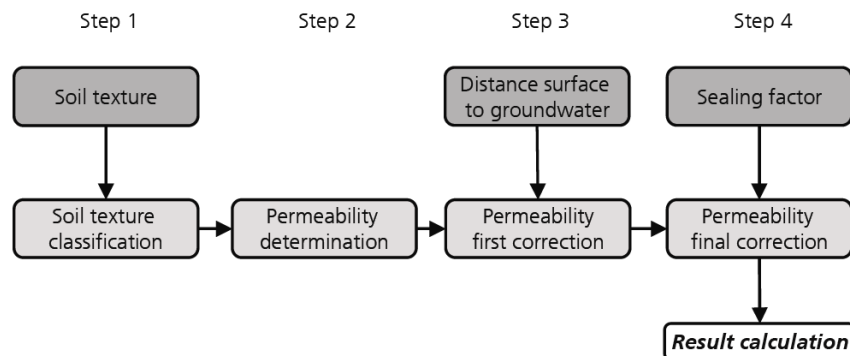


Figure 18 – Méthode de calcul de l'indicateur de capacité d'infiltration pour le modèle LANCA (Bos, et al. 2016).

- **Réalimentation des eaux souterraines**

Dans le modèle LANCA, l'indicateur de réalimentation des eaux souterraines est calculé sur base de paramètres du sol tels que le type de sol, la pente et le type d'usage du sol influençant le ruissellement (runoff en anglais) ainsi que sur base des précipitations et de l'évapotranspiration liées à la localisation du sol étudié.

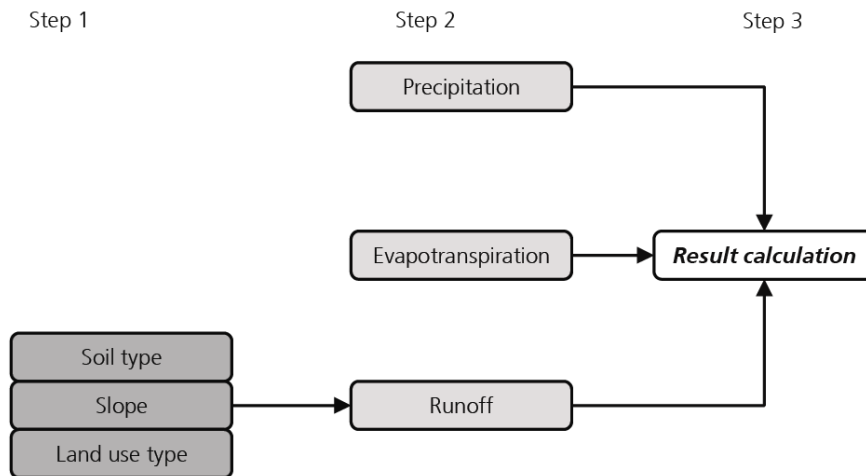


Figure 19 - Méthode de calcul de l'indicateur réalimentation des eaux souterraines pour le modèle LANCA (Bos, et al. 2016)

- **Production biotique (biologique)**

La production biotique (biologique) représente la capacité d'un écosystème à générer de la biomasse sur une certaine période à un certain endroit. L'indicateur dépend du type de sol considéré, du climat, du type de végétation et de la disponibilité des nutriments et du facteur d'étanchéité (de compaction) du sol en question.

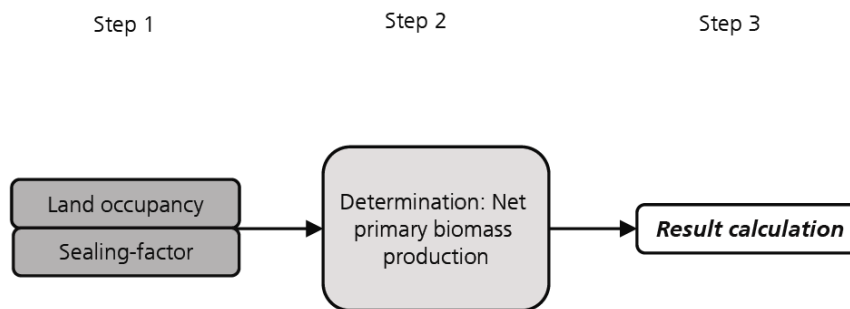


Figure 20 - Méthode de calcul de l'indicateur production biotique (biologique) pour le modèle LANCA (Bos, et al. 2016)

Tableau 8 - Résumé des caractéristiques des indicateurs LANCA

Indicateur	Champ	Unité de l'indicateur	Unité du FC	Unité du résultat	Propriétés du sol évaluées	Autres propriétés évaluées
Résistance à l'érosion	Occupation	m ² a /UF	kg sol/(m ² a)	kg de sol perdu	Texture du sol Taille moyenne des grains (agrégats) Perméabilité du sol Structure du sol Teneur en argile et matière organique	Pente Longueur de pente Précipitations Altitude moyenne Gestion des sols
	Transformation permanente	m ² /UF	kg sol/(m ² a)	kg de sol perdu/an		
Capacité d'infiltration	Occupation	m ² a/UF	m ³ eau/(m ² a)	m ³ d'infiltration d'eau réduite m ³ d'infiltration d'eau réduite/an	Texture du sol Distribution de la taille des pores Type de sol Séquence sédimentaire Type d'utilisation du sol Facteur de compaction	Surface des eaux souterraines Distance jusqu'aux eaux souterraines
	Transformation permanente	m ² /UF	m ³ eau/(m ² a)			
Réalimentation des eaux souterraines	Occupation	m ² a/UF	m ³ eau/(m ² a)	m ³ d'infiltration d'eau réduite m ³ d'infiltration d'eau réduite/an	Type de sol Pente Type d'utilisation du sol	Précipitations Evapotranspiration
	Transformation permanente	m ² /UF	m ³ eau/(m ² a)			
Production biotique (biologique)	Occupation	m ² a/UF	kg biomasse/(m ² a)	kg de production biotique réduite kg de production biotique réduite/an	Type de sol Facteur de compaction	Climat Type de végétation Disponibilité des nutriments
	Transformation permanente	m ² /UF	kg biomasse/m ²			

Agrégation des indicateurs en un score unique

L'index de qualité du sol (Soil Quality Index (SQI), en anglais) agrège les 4 indicateurs présentés ci-dessus en un score unique, améliorant l'applicabilité de l'outil et facilitant l'interprétation des résultats.

Le SQI s'applique à échelle nationale et traite aussi bien des flux d'occupation des sols que des flux de transformations permanentes des sols. A ce jour, les transformations réversibles ne sont pas modélisées par LANCA. L'agrégation des 4 indicateurs se déroule en 2 étapes succinctes.

Tout d'abord, on redimensionne chacun des 4 indicateurs séparément afin d'obtenir des FC avec des unités comparables. Pour ce faire, on suit les 3 étapes suivantes :

1. Identification des valeurs correspondantes aux 5^{ème} et 95^{ème} percentiles (CF^5 et CF^{95}) de la distribution des FC (spécifiques aux pays) pour les flux élémentaires d'occupation, pour chacun des 4 indicateurs ;
2. Application d'un cut-off (seuil) pour tous les FC inférieurs à CF^5 et supérieurs à CF^{95} ;
3. Redimensionnement des FC pour chaque flux élémentaire j des 4 indicateurs i et normalisation par rapport au 95^{ème} percentile identifié lors de l'étape 1 :

$$CF_{i,j} = \frac{CF_{i,j}}{CF_i^{95}} \cdot 100$$

Cette étape de redimensionnement est nécessaire pour éliminer les valeurs extrêmes qui pourraient affecter le redimensionnement et afin de pouvoir agréger les FC des quatre indicateurs ensemble ensuite.

Le processus est illustré dans la Figure 21 pour l'indicateur de résistance à l'érosion. Les zones jaunâtres représentent les données écartées par le cut-off, représentant les 5^{ème} et 95^{ème} percentiles. Les nouvelles valeurs post-redimensionnement sont représentées en vert.

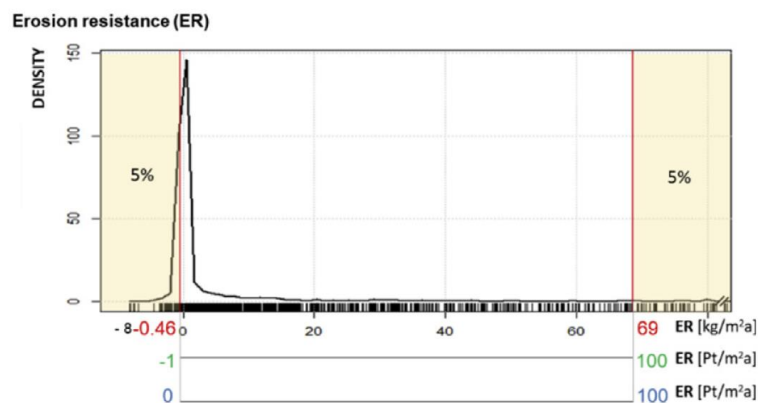


Figure 21 - Exemple de redimensionnement utilisé pour les 5èmes et 95èmes percentiles de l'indicateur Résistance à l'érosion. Les zones en jaunes sont les portions de FC exclues par le cut-off. Dans ce cas-ci, $CF^5 = -0.46$ et $CF^{95} = 69$. (De Laurentiis, et al. 2019)

Le Tableau 9 reprend les valeurs originales des FC par indicateur (colonne 2), les valeurs des cut-offs (colonne 3) ainsi que les valeurs minimales et maximales des FC après redimensionnement (colonne 4).

Tableau 9 - Résumé du redimensionnement des 4 indicateurs. La deuxième colonne représente les valeurs minimales et maximales des différents indicateurs avant le redimensionnement. La quatrième colonne représente les valeurs minimales et maximales des 4 indicateurs après redimensionnement.

Indicator	Original values		Cutoff values		Re-scaled values	
					Technique A	
	CF_{MIN}	CF_{MAX}	CF^{5th}	CF^{95th}	CF_{MIN}	CF_{MAX}
BP	-1.93	1.75	-0.54	1.49	-36	100
EP	-8.15	624.9	-0.46	68.57	-1	100
GR	-1.17	1.74	-0.05	0.46	-11	100
MF	0	1149.75	0	255.5	0	100

Enfin, après le redimensionnement des FC, on applique une iso-pondération aux 4 indicateurs pour obtenir un unique FC (étape 4). Plus précisément, on procède à une agrégation des FC redimensionnées en les additionnant de manière à obtenir un nouveau FC qui sera le facteur de caractérisation.

$$\overline{CF}_j = \sum_i^4 CF_{i,j}$$

Le facteur de caractérisation final \overline{CF}_j est un indice normalisé pour l'indicateur j qui contribue à chaque flux élémentaire du jeu de données pour le pays en question, exprimé en Points par unité de surface (Pt/m²) pour la phase d'occupation du sol. Ainsi, plus la valeur du SQI est haute, plus l'impact associé est élevé. De manière similaire, un SQI négatif représente une amélioration lorsque comparé à la situation de référence. Un exemple de calcul est présenté en Annexe 11.5. Les différentes étapes d'agrégation sont reprises dans la Figure 22.

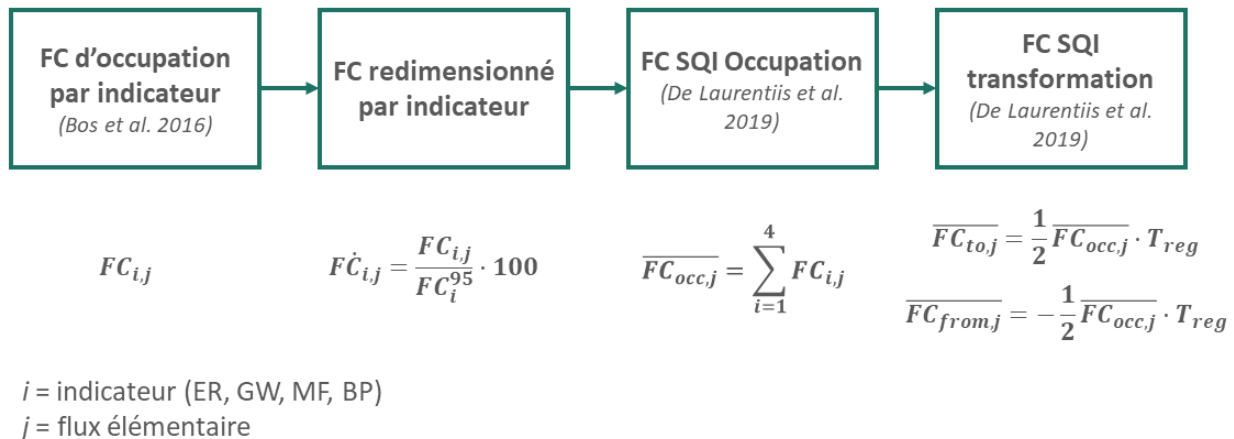


Figure 22 - Les 4 étapes menant à l'agrégation des quatre indicateurs évalués par le modèle LANCA en un score unique SQI. T_{reg} représente le temps de relaxation pris en compte.

Cette iso-pondération des quatre indicateurs peut être remise en cause car elle suppose que ceux-ci sont totalement indépendants, alors que ce n'est pas le cas. Par exemple, un sol n'ayant pas de capacité d'infiltration (MF) présentera une mauvaise régénération des nappes phréatiques (GR), tout comme un sol résistant pas à l'érosion (ER) aura une mauvaise production biotique (BP). A première vue, une nouvelle pondération pourrait être imaginée de la manière suivante :

$$\overline{CF}_j = MF \cdot GR + ER \cdot BP$$

Ceci est un exemple permettant d'illustrer les limites du modèle tel qu'implémenté actuellement et devrait être étudié beaucoup plus en profondeur avant d'être pris en considération.

3.4.5 Conclusions sur le modèle

Avantages du modèle

La méthode LANCA présente certains avantages comparés aux autres modèles existants pour la catégorie d'impact Land Use :

- La classification est totalement compatible avec le système ILCD et les EF flow list ;
- LANCA présente la plus grande couverture en termes de flux élémentaires (jusqu'au niveau 4 défini par (Koellner, de Baan, et al. 2013)) ;
- Les facteurs de caractérisation permettent une application du modèle à échelle mondiale et nationale ;
- Le modèle couvre les impacts liés à l'occupation et à la transformation des sols
- Possibilité de mesurer l'impact de l'utilisation d'un sol par rapport à un autre type d'utilisation de sol précédant plutôt que par rapport à la situation de référence. Cela ouvre la possibilité d'effectuer des ACV aussi bien attributionnelles (avec une situation de référence) que conséquentielles, si l'évolution du SOC après usage du sol peut être déduit ou mesuré jusqu'à la fin du procédé de relaxation.

Limites et perspectives du modèle

- Les impacts de l'utilisation des sols sur la biodiversité ne sont pas pris en compte dans le modèle LANCA.
- Le niveau de précision des FC du modèle LANCA peut être amélioré en considérant des informations géographiques plus précises avec une trame de 1km de taille de cellule, plutôt qu'en moyennant les types de surfaces à échelle nationale. Pour des pays comme l'Egypte, majoritairement désertique mais où l'essentiel des activités agricoles se passe au bord du Nil, cela permettrait de gagner en précision dans les résultats. (R. Horn, et al. 2021)
- En ce qui concerne les transformations réversibles, non considérées par LANCA à l'heure actuelle, il faudrait résoudre le problème de la prise en compte du temps de régénération nécessaire au sol pour retrouver sa qualité naturelle. Les connaissances scientifiques dans ce domaine à l'heure actuelle ne permettent pas d'obtenir des FC avec des temps de régénérations des écosystèmes et nécessitent des travaux supplémentaires en R&D.
- Une autre limite du modèle LANCA est que celui-ci utilise les « EF flow list », pour lesquels il existe des incohérences dans la nomenclature. Pour certains flux, les informations sont disponibles pour les quatre niveaux, tandis que d'autres se limitent au type et à l'intensité de l'utilisation des terres et ne fournissent pas d'informations sur les pratiques de gestion des terres. Cette limitation avait déjà été citée dans la section 2.3.4 pour les formats de bases de données EcoSpold, ILCD et SimaPro. (R. Horn, et al. 2021)

3.5 ReCiPe2016 (Huijbregts et al. 2017)

3.5.1 Principes de base

ReCiPe2016 est une des méthodes de calcul d'impacts environnementaux les plus complètes en ACV car elle couvre au total 13 catégories d'impacts midpoint et s'étend jusqu'aux dommages finaux avec une approche cohérente entre mid et endpoint. Parmi ces 13 catégories d'impacts, seul le Land Use de la méthode ReCiPe2016 est détaillé par la suite.

La méthode se focalise sur les effets locaux de l'utilisation, la transformation et la relaxation des sols envers la biodiversité, à travers son indicateur « **Pertes relatives d'espèces** ». Les espèces considérées sont les plantes, certains vertébrés (mammifères et oiseaux) et certains invertébrés (arthropodes).

De plus, ReCiPe2016 permet de calculer des facteurs de caractérisation (FC) aussi bien pour les niveaux d'impacts midpoint que endpoint et à échelle mondiale uniquement.

Une fiche technique du modèle Land Use de la méthode ReCiPe2016 est représentée dans le Tableau 10 et reprend les principales caractéristiques du modèle.

Tableau 10 – fiche technique du modèle Land Use de la méthode ReCiPe2016

Groupe	ReCiPe2016
Référence principale	(Huijbregts, et al. 2017)
Année	2017
Indicateurs	Perte relative d'espèces (S_{rel})
Champ de la méthode	Occupation Transformation Relaxation
Niveau d'impact	Midpoint Endpoint
Méthodes liées	ReCiPe2016 IMPACT World+
Outils implémentant le modèle par défaut	SimaPro EcoQuery GaBi OpenLCA
Autres modèles liés	(Koellner and Scholz 2007) (Goedkoop, et al. 2009) (de Baan, Alkemade and Koellner 2013) (Curran, Hellweg and Beck 2014) (Elshout, et al. 2014)

3.5.2 Evolution temporelle du modèle

Une représentation temporelle de l'évolution du modèle Land Use de la méthode ReCiPe2016 est représentée dans la Figure 15. Une brève présentation des différentes modifications apportées est explicitée ci-dessous.

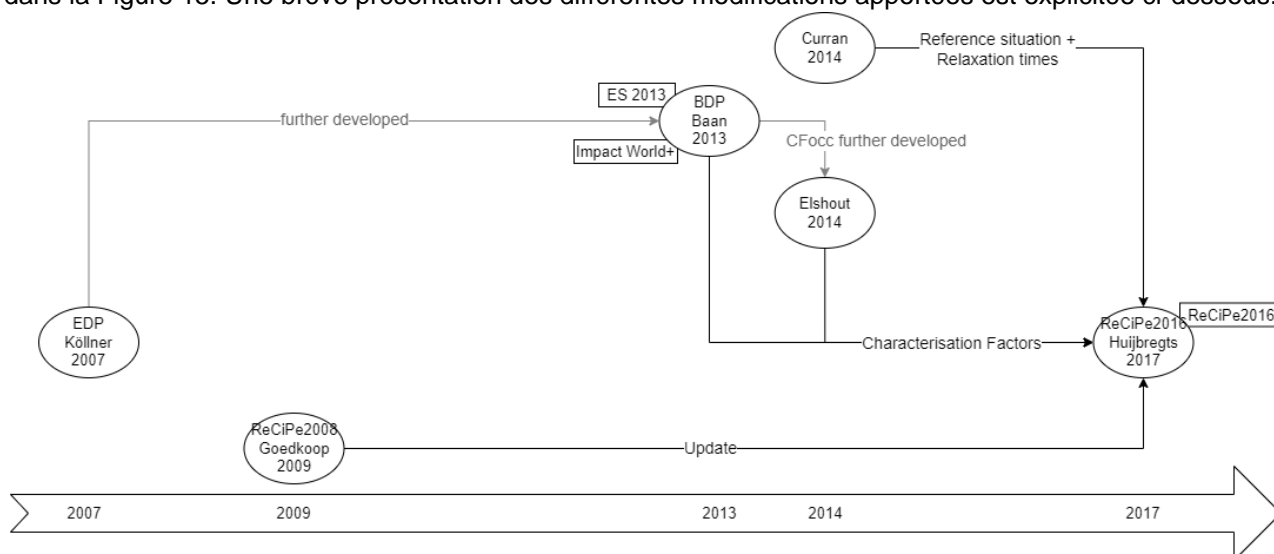


Figure 23 – Évolution du modèle Land Use de ReCiPe2016 de 2007 à 2017.

Tout d'abord, ReCiPe2016 est une mise à jour de la méthode ReCiPe2008 développée par (Goedkoop, et al. 2009). Les modifications majeures apportées par (Huijbregts, et al. 2017) à la prise en compte du Land Use sont les suivantes :

- Les facteurs de caractérisations (FC) sont désormais basés sur des données mondiales plutôt qu'euroennes.
- Seul l'impact local de l'utilisation des sols est considéré dans ReCiPe2016, la modélisation de l'impact régional de ReCiPe2008 ayant été jugé trop incertaine pour être utilisé.¹⁰
- Les FC sont désormais spécifiques à différents groupes d'espèces.

Certaines de ces modifications ont été réalisées avec l'aide de nouvelles publications sorties après ReCiPe2008. Comme indiqué en Figure 24, ReCiPe2016 se base sur les travaux de (de Baan, Alkemade and Koellner 2013) et (Elshout, et al. 2014) afin d'obtenir des FC locaux et mondiaux (tous deux inspirés des travaux de (Koellner and Scholz 2007) comme indiqué par les flèches grises) et sur (Curran, Hellweg and Beck 2014) pour la définition d'une situation de référence et pour les temps de relaxation passive et active (qui seront détaillés par après).

3.5.3 Calcul des facteurs de caractérisation

Données d'inventaire

Les données d'entrée pour la quantification de la biodiversité au niveau mondial sont issues de la base de données GLOBIO3 (Alkemade et al. 2009).

Chaîne d'effets

La méthode ReCiPe2016 se focalise sur les impacts **directs** et **locaux** de l'utilisation des sols envers la biodiversité. La chaîne de cause à effets à travers les différents niveaux midpoint et jusqu'au niveau endpoint des dommages envers les écosystèmes est représenté à la Figure 24.

Les potentiels impacts **indirects** – par exemple l'utilisation de pesticides ou la combustion de biomasse sur un sol contribuant au changement climatique et affectant *in fine* la biodiversité – et **régionaux** – c'est-à-dire les impacts de l'occupation d'un sol en dehors de la zone directement occupé qui font que les espèces ont moins d'espace globalement pour se développer et s'accumuler – ne sont pas pris en compte dans la méthode ReCiPe2016. Les impacts indirects contribuant au changement climatique sont pris en compte par d'autres catégories d'impacts, comme ce sera explicité dans la section 3.7.

¹⁰ Une description détaillée de la séparation des impacts d'occupation en effets locaux et régionaux pour ReCiPe2008 est disponible en dans l'annexe 11.3.

Il existe deux types de FC dans la méthode ReCiPe2016, ceux pour les impacts midpoint (CFm) et ceux pour les impacts endpoints (CFe).

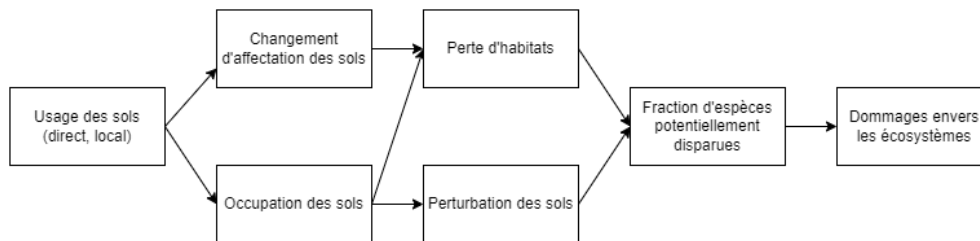


Figure 24 - Chaîne de cause à effets de la méthode ReCiPe2016 pour l'utilisation des sols, repris de (Huijbregts, et al. 2017).

Dans sa référence principale (Huijbregts, et al. 2017), l'auteur considère deux FC différents liés aux phases d'utilisation représentées dans la Figure 6.¹¹

D'une part, le **FC pour l'occupation du sol (CFm_{occ} et CFe_{occ})** reprend les phases de transformation et d'occupation du sol sur une période définie. Le FC est exprimé en PDF par équivalent de culture annuelle (annual crop eq., en anglais), où PDF représente la fraction d'espèces potentiellement disparues.¹²

D'autre part, le **FC pour la relaxation du sol (CFm_{relax} et CFe_{relax})** considère la régénération du sol vers sa qualité naturelle sur une période définie lorsque celui-ci n'est plus occupé. Le FC est exprimé en PDF.années par équivalent de culture annuelle (annual crop eq). Ce FC dépend donc fortement du temps de relaxation, qui sera défini plus tard.

Granulométrie des FC

Les FC midpoint et endpoint publiés par le modèle possèdent une granulométrie limitée au niveau 1 défini par (Koellner, de Baan, et al. 2013), pour 5 types d'utilisation des sols (*i.e.* forêt exploitée, pâturages, cultures annuelles, cultures permanentes, agriculture en mosaïque et surfaces artificialisées).

Régionalisation

Alors que d'autres catégories midpoint de la méthode ReCiPe2016 possèdent des FC à échelle nationale ou même régionale, la catégorie d'impact Land Use ne dispose que de FC publiés pour chaque type d'utilisation des sols. Aucune régionalisation n'existe pour le modèle.

Situation de référence

Comme situation de référence pour son modèle Land Use, la méthode ReCiPe2016 utilise le concept du potentiel de végétation naturelle (PNV) qui, pour rappel, décrit l'état de la végétation mature qui se développerait si toutes les activités humaines étaient arrêtées d'un coup. Le modèle compare donc la richesse en espèces à la suite d'une utilisation des sols avec la richesse en espèces de ce même sol à son état naturel, s'il n'avait jamais été utilisé. Ainsi, à la différence des modèles SOM et LANCA, la transformation d'un sol d'une utilisation anthropique à une autre n'est donc pas couverte par le modèle.

D'après les travaux de (Curran, Hellweg and Beck 2014), plutôt que de spécifier un habitat de référence pour chaque biome, deux types de PNV sont considérés, à savoir la **végétation forestière** et la **végétation herbacée**. Le choix entre l'une ou l'autre dépend du biome dans lequel le sol étudié se trouve.

Pour un sol se trouvant dans un biome de prairie, savane, arbustes, toundra ou de désert, une végétation herbacée est considérée, alors qu'une végétation forestière sera considérée pour les différents biomes de forêts.

Calcul des FC midpoint

Le FC midpoint pour l'occupation du sol **CFm_{occ,x}**, (qui, pour rappel, comprend en réalité la transformation et l'occupation du sol) se calcule à partir de la perte relative d'espèces S_{rel} due au type d'utilisation de sol x , rapportée à la perte relative d'espèces résultant de la production de culture annuelle $S_{rel,annualcrop}$, tel que :

¹¹ Pour rappel, trois phases liées à l'utilisation d'un sol avaient été définies : d'abord la transformation du sol, ensuite l'occupation du sol pendant une certaine période et, finalement, la relaxation du sol vers son état (semi-)naturel.

¹² Ceci signifie que tous les FC sont rapportés au FC lié au type d'utilisation « culture annuelle », et que le FC de cette utilisation est de 1.

$$CFm_{occ,x} = \frac{S_{rel,x}}{S_{rel,annualcrop}}$$

Le terme $S_{rel,x}$ se calcule sur base des travaux de (Koellner and Scholz 2007) en comparant les richesses d'espèces locales pour le type d'utilisation de sol x dans une région i $S_{LU,x,i}$ avec celles de l'état de référence de la région $S_{ref,i}$, tel que :

$$S_{rel,x} = 1 - \frac{S_{LU,x,i}}{S_{ref,i}}$$

Plus $S_{rel,x}$ est négatif, plus l'impact dû à l'occupation d'un sol est positif pour la biodiversité. A l'inverse, une valeur de 1 représente une perte totale de la richesse en espèces.

Le FC midpoint pour la relaxation du sol $CFm_{relax,x}$ pour le type d'utilisation de sol x est directement lié à $CFm_{occ,x}$ de la manière suivante (Koellner and Scholz 2007) :

$$CFm_{relax,x} = \frac{CF_{occ,c} \cdot t_{rel}}{2}$$

Où t_{rel} représente le temps de relaxation passive du sol après utilisation, généralisé à 33.9 années selon les travaux de (Curran, Hellweg and Beck 2014).

ReCiPe2016 permet également d'intégrer une relaxation active du sol (*i.e.* plantations, réintroduction d'animaux...), réduisant le temps de relaxation t_{rel} et donc les CFm_{relax} . Néanmoins, (Huijbregts, et al. 2017) mentionnent que cette alternative peut être utilisée seulement si les impacts additionnels des activités de restauration (ex. utilisation de machines agricoles...) sont ajoutés au modèle.

Les valeurs des facteurs de caractérisation midpoint pour différents types d'utilisation des sols sont disponibles dans le Tableau 11 – Facteurs de caractérisation midpoint d'occupation et de relaxation pour différents types d'utilisation des sols et sans distinction d'espèces, issus de.

Tableau 11 – Facteurs de caractérisation midpoint d'occupation et de relaxation pour différents types d'utilisation des sols et sans distinction d'espèces, issus de (Huijbregts, et al. 2017).

Land use type	CFm_{occ} (annual crop eq)	CFm_{relax} (annual crop eq·yr)
Used forest	0.30	5.1
Pasture and meadow	0.55	9.3
Annual crops	1.00	17.0
Permanent crops	0.70	11.9
Mosaic agriculture	0.33	5.6
Artificial areas ¹	0.73	12.4

¹urban areas, industrial areas, road and rail networks, dump sites.

Calcul des FC endpoint

Les FC endpoint pour l'occupation $CFe_{occ,x}$ (en espèces/m²) et la relaxation du sol $CFe_{relax,x}$ (en espèces.années/m²) pour le type d'utilisation de sol x se calculent de la manière suivante :

$$CFe_{occ,x} = CFm_{occ,x} \cdot F_{M \rightarrow E,LU}$$

$$CFe_{relax,x} = CFm_{relax,x} \cdot F_{M \rightarrow E,LU}$$

Où $F_{M \rightarrow E,LU}$ représente le facteur de conversion de midpoint à endpoint (en espèces/m²), $CFm_{occ,x}$ représente le FC d'occupation midpoint (en équivalent de culture annuelle) et $CFm_{relax,x}$ représente le FC de relaxation midpoint (en équivalent de culture annuelle.années). Ce facteur se calcule de la manière suivante (Huijbregts, et al. 2017) :

$$F_{M \rightarrow E,LU} = SD_{terr} \cdot S_{rel,annualcrop} = 8.88 \cdot 10^{-9} \text{ espèces/m}^2$$

Avec SD_{terr} représentant la densité moyenne d'espèces pour les écosystèmes terrestres et approximée à 1.48E-8 espèces/m² par (Goedkoop, et al. 2009), et $S_{rel, annualcrop}$ la perte relative d'espèces pour les cultures annuelles approximée à 0.60 par équivalent de culture annuelle (annual crop eq) par (de Baan, Alkemade and Koellner 2013).

Valeurs des FC midpoint et endpoint publiées

Les facteurs de caractérisation publiés par (Huijbregts, et al. 2017) sont regroupés dans les Tableaux Tableau 12, Tableau 13 et Tableau 14. On y retrouve les FC midpoint et endpoint pour les phases d'occupation et de relaxation des sols pour 4 groupes d'espèces et certains types d'utilisation des sols, en fonction du PNV pris comme situation de référence (végétation herbacée ou forestière).

Tableau 12 - FC midpoint d'occupation du modèle de ReCiPe2016 pour différents types d'utilisation des sols et pour 4 groupes d'espèces, issus de (Huijbregts, et al. 2017)

<i>Land use type</i>	<i>CFm_{occ}</i> (annual crop eq)			
	<i>mammals</i>	<i>birds</i>	<i>arthropods</i>	<i>vascular plants</i>
Pasture and meadow	0.55	0.33	0.42	0.18
Annual crops	0.75	0.88	1.08	0.70
Permanent crops	0.45	1.03	0.93	0.47
Mosaic agriculture	-0.23	0.37	0.07	0.62
Artificial areas	-	-	-	-0.70

Tableau 13 - FC midpoint de relaxation du modèle de ReCiPe2016 pour différents types d'utilisation des sols et pour 4 groupes d'espèces en fonction du PNV pris comme référence (végétation herbacée ou forestière), issus de (Huijbregts, et al. 2017).

<i>Land use type</i>	<i>CFm_{relax}</i> (annual crop eq·yr)											
	<i>mammals</i>		<i>birds</i>		<i>insects</i>		<i>invertebrates</i>		<i>plants</i>		<i>trees</i>	
	<i>forest</i>	<i>open</i>	<i>forest</i>	<i>open</i>	<i>forest</i>	<i>open</i>	<i>forest</i>	<i>open</i>	<i>forest</i>	<i>open</i>	<i>forest</i>	<i>open</i>
Pasture and meadow	19.1	2.0	11.4	1.1	14.4	1.5	16.6	1.7	6.7	0.7	9.4	1.0
Annual crops	26.0	2.7	30.3	2.8	37.5	3.8	43.1	4.3	25.7	2.5	35.8	3.6
Permanent crops	15.6	1.6	35.5	3.3	32.3	3.3	37.1	3.7	17.2	1.7	23.8	2.4
Mosaic agriculture	-8.1	-0.8	12.6	1.2	2.3	0.2	2.7	0.3	22.7	2.2	31.5	3.2
Artificial areas	-	-	-	-	-	-	-	-	-25.7	2.5	-35.8	-3.6

Tableau 14 - FC endpoint d'occupation et de relaxation du modèle de ReCiPe2016 pour différents types d'utilisation des sols et pour 4 groupes d'espèces, issus de (Huijbregts, et al. 2017).

<i>Land use type</i>	<i>CFe_{occ}</i> species·/m²	<i>CFe_{relax}</i> species·yr/m²
Used forest	2.66E-09	4.52E-08
Pasture and meadow	4.88E-09	1.51E-07
Annual crops	8.88E-09	8.28E-08
Permanent crops	6.22E-09	1.05E-07
Mosaic agriculture	2.93E-09	4.97E-08
Artificial areas	6.48E-09	1.10E-07

Implémentation dans la base de données Ecoinvent v3

Pour le calcul des FC de transformation, présents dans Ecoinvent mais non-considérés dans jusqu'à présent par le modèle, les auteurs de la méthode ReCiPe2016 recommandent une procédure différente de celle présentée ci-dessus.

Le calcul des FC de transformation ($CF_{trans,i}$) – où i représente le type d'utilisation du sol – s'apparente au calcul des FC de relaxation décrits précédemment. En effet, ils s'obtiennent de la manière suivante :

$$CF_{m_{trans,i}} = \frac{CF_{m_{occ,max}} \cdot t_{rel,i}}{2}$$

Où $CF_{occ,max}$ représente le CF midpoint d'occupation maximale (du Tableau 11, *i.e.* 1 annual crop eq pour le type d'usage du sol « annual crop »), et où $t_{rel,i}$ représente le temps de relaxation du type d'utilisation du sol (*i.e.* 73.5 ans pour la forêt et 7.5 ans pour la végétation herbacée).

Afin de se conformer à Ecoinvent, comme la situation de référence est toujours un des deux PNV, les flux « transformation from » sont exactement égaux à l'opposé des flux « transformation to » correspondants. On obtient alors les FC midpoint de transformation pour les flux élémentaires présents dans Ecoinvent v3 (Tableau 15).

Notons qu'il n'est pas possible pour un sol de se régénérer en forêt primaire, d'où l'inexistence du flux « transformation to forest, primary ». De plus, l'obtention des FC endpoint pour la transformation s'obtient de la même manière que pour les FC de relaxation décrite ci-dessus.

Tableau 15 - FC midpoint de transformation pour l'utilisation de ReCiPe2016 dans Econivent v3, d'après (Huijbregts, et al. 2017).

Name	Midpoint CF (annual crop equivalents·yr)
Transformation, from grassland, natural (non-use)	3.75
Transformation, from forest, primary (non-use)	36.75
Transformation, from forest, secondary (non-use)	36.75
Transformation, from shrub land, sclerophyllous	3.75
Transformation, from wetland, inland (non-use)	3.75
Transformation, to shrub land, sclerophyllous	-3.75
Transformation, to forest, secondary (non-use)	-36.75
Transformation, to wetland, inland (non-use)	-3.75
Transformation, to grassland, natural (non-use)	-3.75

De plus, étant donné que Ecoinvent distingue 30 catégories d'occupation des sols contre 6 pour ReCiPe2016, la correspondance entre les deux est présentée en Figure 25.

Ceci démontre bien que, malgré une apparente granulométrie détaillée d'une base de données, le modèle implémenté peut s'avérer être le facteur limitant au niveau de la différenciation des types d'utilisation des sols. En effet, les impacts dus à l'occupation d'un sol par une voie ferrée et par une extraction minière seront identiques selon le modèle Land Use de ReCiPe2016, de même qu'il n'y aura pas de distinction entre une occupation du sol par une forêt gérée de manière intensive ou extensive.

Name in Ecoinvent	Name in ReCiPe
Occupation, pasture, man-made, intensive	pasture
Occupation, permanent crop, non-irrigated, intensive	permanent crops
Occupation, mineral extraction site	artificial area
Occupation, annual crop, greenhouse	artificial area
Occupation, permanent crop, irrigated, intensive	permanent crops
Occupation, industrial area	artificial area
Occupation, construction site	artificial area
Occupation, annual crop, non-irrigated, intensive	annual crops
Occupation, traffic area, road network	artificial area
Occupation, annual crop, irrigated, intensive	annual crops
Occupation, dump site	artificial area
Occupation, river, artificial	-
Occupation, annual crop	annual crops
Occupation, lake, artificial	-
Occupation, annual crop, non-irrigated, extensive	annual crops
Occupation, traffic area, rail/road embankment	artificial area
Occupation, pasture, man-made, extensive	pasture
Occupation, forest, extensive	managed forest
Occupation, forest, intensive	managed forest
Occupation, permanent crop	permanent crops
Occupation, traffic area, rail network	artificial area
Occupation, seabed, infrastructure	-
Occupation, seabed, drilling and mining	-
Occupation, annual crop, non-irrigated	annual crops
Occupation, shrub land, sclerophyllous	managed forest
Occupation, annual crop, irrigated	annual crops
Occupation, urban, discontinuously built	artificial area
Occupation, pasture, man-made	pasture
Occupation, grassland, natural (non-use)	-
Occupation, urban/industrial fallow (non-use)	artificial area

Figure 25 - Correspondance entre les flux élémentaires de Ecoinvent et les types d'utilisation de sol considérées par ReCiPe2016, issu de (Huijbregts, et al. 2017).

3.5.4 Conclusions sur le modèle

Avantages du modèle

- Le modèle considère à la fois les impacts d'occupation et de transformation des sols.
- Le modèle représente relativement bien l'impact de l'utilisation des sols sur les espèces
- Possibilité d'intégrer une relaxation active du sol

Limites et perspectives du modèle

- Le modèle étudie les effets de l'utilisation des sols sur la biodiversité mais n'aborde pas l'impact sur les services écosystémiques.
- Les FC midpoint se basent sur des données de richesses d'espèces pour différents groupes taxonomiques tels que les plantes, certains vertébrés et invertébrés. Cependant, cette liste n'est pas exhaustive et certains groupes taxonomiques comme les amphibiens ou les reptiles ne sont pas du tout représentés. (Huijbregts, et al. 2017)

De plus, étant donné que les FC sont une approximation de l'impact de l'usage des sols sur la richesse totale des espèces, le jeu de données est biaisé par la sur-représentation des études portant sur les plantes et oiseaux comparés aux autres groupes taxonomiques. (Huijbregts, et al. 2017)

- Au niveau de la correspondance entre ReCiPe2016 et la base de données Ecoinvent, un effort doit être fourni afin d'obtenir des FC spécifiques aux flux élémentaires de la base de données.
- L'impact régional de l'occupation d'un sol sur la biodiversité avoisinante devrait être ajouté au modèle.
- Les espèces sont toutes considérées au même niveau, indépendamment de leur menace d'extinction.

3.6 SAR (Chaudhary et al. 2015)

LC-Impact est une nouvelle méthode ACV sortie en 2017 et développée dans une collaboration de 14 partenaires coordonnée par la NTNU¹³. L'idée derrière cette nouvelle méthode est de fournir une méthodologie ACV permettant de calculer les impacts :

- A échelle mondiale ;
- Pour les trois niveaux endpoint (*i.e.* santé humaine, qualité des écosystèmes et utilisation des ressources) ;
- En utilisant des données spatialement différenciées pour obtenir des facteurs de caractérisation (FC) spatialement agrégées au niveau national et mondial.

La catégorie d'impact Land Use (appelé Land stress dans le guide méthodologique) est l'une des 12 catégories midpoint étudiées par LC-Impact. Le modèle se base sur les travaux de (Chaudhary, Verones, et al. 2015) et s'apparente au modèle Land Use de ReCiPe2016, dans le sens où toutes les deux sont focalisées uniquement sur les impacts envers la biodiversité. C'est sur cette dernière publication que se focalisera l'étude suivante.

Afin d'assurer une bonne compréhension des concepts, le lecteur est invité à parcourir la présentation du modèle Land Use de ReCiPe2016 ci-dessus.

Pour plus d'informations concernant la méthode LC-Impact, le lecteur peut se référer au site lc-impact.eu ou au guide méthodologique (Verones, Hellweg and Azevedo, et al. 2017) disponible sur ce même site.

3.6.1 Principes de base

Une fiche technique du modèle SAR présentant les caractéristiques générales du modèle SAR est reprise dans le Tableau 16. En résumé, le modèle prend en compte des flux élémentaires d'occupation et de transformation des sols pour caractériser leurs impacts sur la qualité des écosystèmes (endpoint) à travers une succession de 4 étapes décrites plus tard dans le calcul des FC.

Tableau 16 – Fiche technique du modèle SAR

Groupe	SAR
Référence principale	(Chaudhary, Verones, et al. 2015)
Année	2017
Indicateurs	Perte de biodiversité régionale
Champ de la méthode	Occupation Transformation
Niveau d'impact	Endpoint
Méthodes liées	LC-Impact
Outils implémentant le modèle par défaut	SimaPro
Autres modèles liés	(Verones, Hellweg and Antón, et al. 2020) (Chaudhary and Brooks, Land Use Intensity-specific Global Characterization Factors to Assess Product Biodiversity Footprints 2018) (Verones, Hellweg and Azevedo, et al. 2017) (de Baan, Alkemade and Koellner 2013) (Verones, Saner, et al. 2013)

¹³ Norwegian University of Science and Technology
Etude SCORE LCA n° 2022

3.6.2 Calcul des facteurs de caractérisation

Comme indiqué dans la Figure 26, l'évaluation de l'impact de l'utilisation des sols sur la qualité des écosystèmes possède 4 étapes succinctes.

Premièrement, on compare la richesse locale d'espèces de différents types d'utilisations de sols à une situation de référence régionale. On obtient alors des **FC locaux** pour 6 types d'utilisation de sols¹⁴, 5 groupes taxonomiques¹⁵ et différents biomes. Jusqu'ici, la méthodologie est la même que pour ReCiPe2016.

Deuxièmement, les FC locaux sont insérés dans le modèle « Countryside Species Area Relationship model » (traduit « Modèle de relation des aires des espèces dans le paysage ») provenant des travaux de (Chaudhary, Verones, et al. 2015). On obtient alors la perte absolue d'espèces pour chacun des 5 groupes taxonomiques, ce qui fournit des **FC régionaux** dans 804 écorégions (provenant des travaux de (Olson, et al. 2001)), en nombre d'espèces régionales perdues par unité de surface occupée ou transformée.

Troisièmement, sur base des travaux de (Verones, Saner, et al. 2013), les FC régionaux sont pondérés avec les scores de vulnérabilité provenant de la base de données IUCN¹⁶ (International Union for Conservation of Nature 2022) pour chaque espèce présente dans la région en question. Cette pondération permet de mettre en avant les espèces menacées dans la région en question par rapport aux autres espèces plus présentes. On obtient alors des **FC pondérés** en équivalent d'espèces globales perdues par unité de surface occupée ou transformée.

Quatrièmement, les FC pondérées sont agrégés pour obtenir l'impact endpoint sur la perte de qualité des écosystèmes, par unité de PDF global (fraction globale d'espèces potentiellement disparue). On obtient alors des **FC agrégés**.

En résumé, le modèle s'inspire des travaux de (de Baan, Alkemade and Koellner 2013) utilisés par la méthode ReCiPe2016 mais va un cran plus loin en assignant à chaque espèce un niveau de menace d'extinction et en mettant en avant les espèces en danger par rapport aux autres, tout cela pour chacune des 804 écorégions et 245 pays.

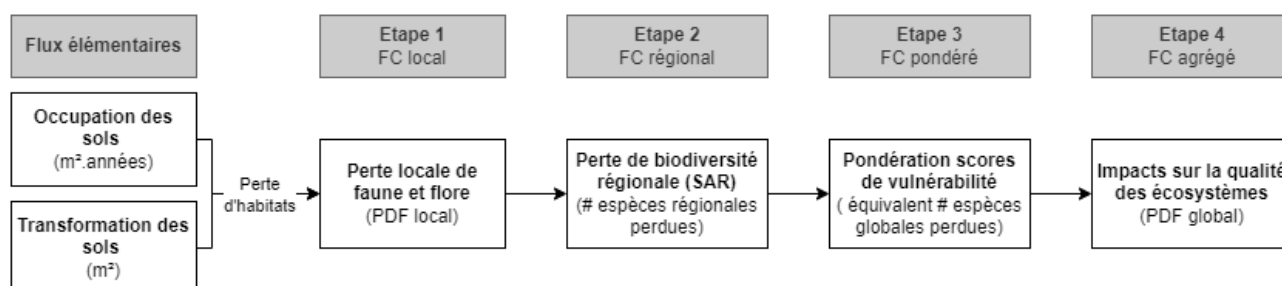


Figure 26 - Chaîne de cause à effet pour la méthode LC-Impact, inspiré de (Verones, Hellweg and Azevedo, et al. 2017)

Granulométrie des FC publiés

Les FC endpoint publiés par le modèle existent pour chacun des 4 groupe d'espèce considérés (*i.e.* mammifères, reptiles, oiseaux et amphibiens) ou de manière moyennée entre les espèces.

Pour chacun des 5 cas, les FC possèdent une granulométrie relativement faible s'arrêtant au niveau 1 défini par (Koellner, de Baan, et al. 2013). En effet, seuls 6 types d'utilisation des sols sont considérés (*i.e.* cultures annuelles, cultures permanentes, pâturages, surface artificialisées, forêt exploitée).

Régionalisation des FC publiés

Les FC publiés par la méthode possèdent une régionalisation par pays et des moyennes mondiales.

¹⁴ A savoir foresterie intensive, foresterie extensive, cultures annuelles, cultures permanentes, pâturages et urbain.

¹⁵ Mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens et plantes vasculaires. Pour ces derniers, seuls des FC locaux ont été calculés, faute de scores de vulnérabilité inexistants pour les plantes vasculaires.

¹⁶ International Union for Conservation of Nature

3.6.3 Evolution temporelle du modèle

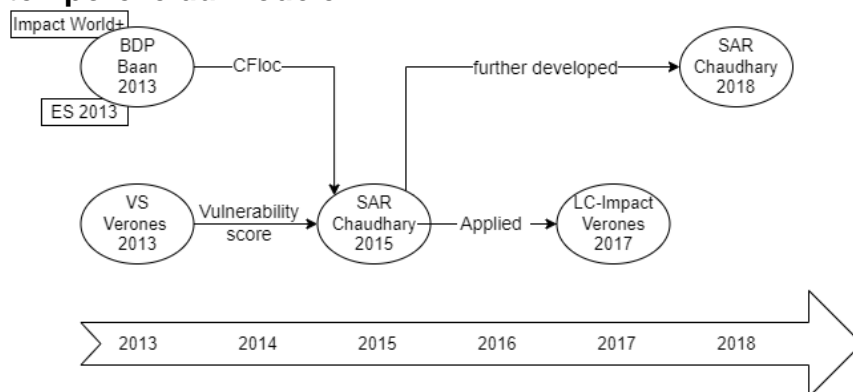


Figure 27 - Évolution du modèle SAR utilisé par LC-Impact de 2013 à 20

Comme énoncé dans l'introduction, le modèle développé par (Chaudhary, Verones, et al. 2015) permet de transformer les FC locaux de (de Baan, Alkemade and Koellner 2013) en des FC régionaux. Ceux-ci sont ensuite pondérés avec les scores de vulnérabilité calculés par (Verones, Saner, et al. 2013). C'est cette méthode qui a été utilisées pour la catégorie d'impact Land Use de la méthode LC-Impact sortie en 2017 par (Verones, Hellweg and Azevedo, et al. 2017) et (Verones, Hellweg and Antón, et al. 2020).

Les travaux précédemment cités ont été mis à jour par (Chaudhary and Brooks 2018). Ils ont :

1. Ajouté les FC mondiaux pour le groupe taxonomique des plantes sur base des FC locaux déjà calculés par (Chaudhary, Verones, et al. 2015) et en y multipliant les scores de vulnérabilités des plantes par écorégion ;
2. Réduit l'incertitude des FC ;
3. Ajouté une modélisation de 3 différentes gestions des sols (utilisation minimale, légère et intense) pour un même type d'utilisation de sol. En effet, les dommages causés à la biodiversité par l'utilisation d'un sol peuvent varier en fonction de l'intensité de son utilisation. Au vu des FC utilisés par la méthode LC-Impact, cette mise-à-jour ne semble pas encore avoir été implémentée dans la méthode.

3.6.4 Conclusions sur le modèle

Avantages du modèle

- Le modèle SAR possède de nombreux avantages comparé au modèle Land Use de ReCiPe2016. En effet, il permet d'obtenir des résultats régionalisés tout en prenant en compte les vulnérabilités des espèces (à travers les scores de vulnérabilité) et des écosystèmes (à travers le modèle SAR).

Limites et perspectives du modèle

- Les écorégions considérées sont celles de (Olson, et al. 2001) qui ont depuis lors été mises à jour par (FAO 2012). La prise en compte de ce nouveau set d'écorégions et de biomes permettrait au modèle d'être plus à jour.
- Le modèle SAR ne prend pas en compte les impacts indirects liées à l'utilisation d'un sol et sous-estime donc potentiellement les impacts réels. Par exemple, le développement des chemins et routes dans une forêt facilite l'accessibilité aux chasseurs, ce qui implique une augmentation des pertes d'espèces.
- Les groupes d'espèces des arthropodes, champignons ou bactéries ne sont pas compris, faute de données.

3.7 IPCC2013

3.7.1 Principes de base

Les gaz à effet de serre (GES) réchauffent la terre en absorbant de l'énergie et en diminuant la vitesse à laquelle l'énergie s'échappe de l'atmosphère. Ils sont donc essentiels pour maintenir la vie sur Terre, sans lesquels la température sur Terre serait bien trop froide. Cependant, si ces GES sont présents en trop grande quantité, ils contribuent au réchauffement climatique en gardant trop d'énergie dans l'atmosphère. Parmi tous les GES présents dans l'atmosphère, on y trouve notamment la vapeur d'eau (H₂O), le gaz carbonique (CO₂), le méthane (CH₄) et le protoxyde d'azote (N₂O), à titre d'exemple.

Ces gaz diffèrent dans leurs caractéristiques propres d'absorber le rayonnement solaire et par leur durée de vie dans l'atmosphère.

La contribution à l'effet de serre de chaque gaz se mesure grâce au pouvoir de réchauffement global (PRG, Global Warming Potential (GWP), en anglais). Il est défini comme le forçage radiatif, plus précisément la puissance radiative que le gaz à effet de serre renvoie vers le sol, cumulé sur une durée de 100 ans.

En d'autres termes, le PRG mesure « combien de fois plus (ou moins) un gaz fait d'effet de serre sur 100 ans comparé à ce que ferait une même quantité de CO₂ émise au même moment ». (Jancovici 1) Le PRG de chaque GES s'exprime donc en CO₂ équivalents émis, et le PRG du CO₂ est donc forcément égal à 1.

Ainsi, un gaz ayant une forte capacité d'absorber le rayonnement solaire mais un temps de résidence très court (quelques années) peut avoir un PRG inférieur à un gaz ayant une capacité moindre à absorber de l'énergie mais avec un temps de résidence beaucoup plus long (plusieurs milliers d'années).

C'est le cas du CO₂ qui a un très long temps de résidence dans l'atmosphère (plusieurs siècles) comparé au méthane (plusieurs décennies). Cependant, le CH₄ possède une capacité à absorber beaucoup plus d'énergie que le CO₂, ce qui lui confère un PRG sur 100 ans allant de 28 kg CO₂-éq. De la même manière, le GWP du N₂O est généralement dans les alentours de 265 kg CO₂-éq.

Le PRG lié à l'utilisation des sols

L'utilisation d'un sol influence certains procédés écosystémiques qui se traduit en la modification de certains flux de gaz à effet de serre, comme indiqué dans la Figure 28. Les principaux GES affectés par l'utilisation des sols sont le gaz carbonique (CO₂), le protoxyde d'azote (N₂O) et le méthane (CH₄).

Les flux de CO₂ entre l'atmosphère et les écosystèmes sont principalement contrôlés par la photosynthèse (captation de CO₂) et la respiration du sol, la décomposition et combustion de matières organiques (émissions de CO₂). Le N₂O est principalement émis par les écosystèmes comme co-produit de la (dé-)nitrification et le CH₄ est émis dans l'atmosphère à partir de la méthanisation et la combustion incomplète de la matière organique (biomasse).

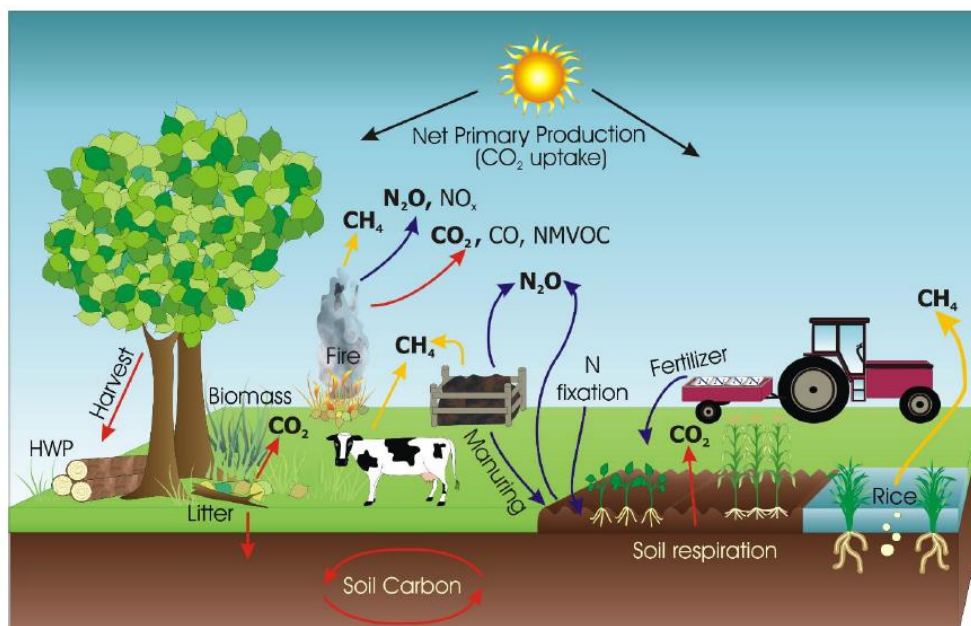


Figure 28 - Exemples d'émissions de gaz à effet de serre liées à l'utilisation des sols, issu de (Ogle, et al. 2019).

3.7.2 Données d'inventaire

Pour quantifier les impacts de l'utilisation des terres sur les équivalents de CO₂, la méthode de l'IPCC 2013 utilise des facteurs d'émission pour convertir les émissions provenant de différentes activités d'utilisation des terres en équivalents de CO₂. Ces facteurs d'émission tiennent compte du potentiel de réchauffement global de différents GES et de la période au cours de laquelle les émissions sont censées avoir un impact sur le réchauffement climatique.

Par exemple, les émissions à la déforestation d'une surface peuvent être quantifiées en multipliant la superficie de terres déforestées (m²) par le facteur d'émission pertinent (kg CO₂-eq/m²), qui tient compte de la quantité de carbone stockée dans les arbres et de la période au cours de laquelle les émissions sont censées avoir un impact sur le réchauffement climatique. Les émissions résultantes sont alors exprimées en équivalent de CO₂.

Régionalisation des facteurs d'émissions

Afin d'obtenir des FE moyennés par pays et non par type d'utilisation de sol, il faut connaître la superficie totale allouée par type d'utilisation de sol pour chaque pays. Pour ce faire, on utilise des bases de données fournissant la surface allouée à un type d'utilisation de sol par pays ou au niveau mondial. Ces données peuvent avoir un maillage plus ou moins fin et peuvent également évoluer dans le temps. Les principales BDD pour la régionalisation des types d'utilisations de sol sont listées ci-dessous.

- Le Global Land Cover Facility (GLCF) de l'Université du Maryland fournit des données de couverture des sols obtenues à partir d'images satellitaires qui peuvent être utilisées pour évaluer l'utilisation des terres et les changements de couverture des sols dans le temps.
- La base de données Global Land Cover SHARE (GLC-SHARE) fournit des données sur l'utilisation des terres et la couverture des sols pour plus de 180 pays. La base de données inclut des données sur l'intensité d'utilisation des terres, le type de couverture des sols et les changements d'utilisation des terres.
- CORINE (COordination of INformation on the Environment) Land Cover est un jeu de données normalisé sur l'occupation du sol développé par l'Agence européenne pour l'environnement (EEA). Il fournit des informations sur les types, l'étendue et la distribution de l'occupation du sol en Europe obtenues à partir d'images satellitaires avec une taille minimale d'unité de 25 ha.

Facteurs d'émissions

Chaque type d'utilisation de sol est caractérisé par un facteur d'émission (FE) exprimé en équivalents CO₂/m². Ces FE sont disponibles dans différentes bases de données (BDD) et peuvent varier d'un pays à l'autre ainsi que d'une année à l'autre. La BDD principale pour obtenir les facteurs d'émissions est celle de l'Organisation des Nations Unies pour l'Agriculture et l'Alimentation (FAO). Celle-ci maintient une base de données de statistiques sur l'utilisation des terres appelée FAOSTAT, qui comprend des données sur la couverture des sols et les changements d'utilisation des terres à travers 245 pays et territoires entre 1992 et 2020. (FAO 2023)

3.7.3 Outils existants

Un exemple d'outil ACV utilisant les données de la FAO pour calculer les émissions de GES liés à l'utilisation des sols est l'outil « LUC Impact », développé par l'entreprise Blonk Sustainability.

LUC Impact est un outil Excel qui fournit une méthode prédéfinie de calcul des émissions de GES liées à l'utilisation des sols. Cet outil offre un aperçu de la transformation des terres et des émissions associées liées à la culture d'une **combinaison spécifique de pays et de cultures**. L'outil peut calculer les impacts aussi bien si l'utilisation précédente des terres est connue ou inconnue. De plus, si le pays où le sol est utilisé est également inconnu, l'outil peut calculer les émissions moyennes de GES liées aux impacts de l'utilisation du sol en question. De cette façon, l'outil dispose de trois fonctionnalités en fonction de la quantité d'informations dont dispose l'utilisateur.

L'outil a été développé selon les directives PAS2050-1 et les développeurs disent s'être appuyés sur les données nationales les plus récentes de la FAO pour les terres cultivées, les forêts et les prairies. Cependant, il n'est pas explicité comment les données de la FAO – qui possèdent un niveau de précision relativement faible – ont été traitées et transformées en facteurs d'émissions pour différents types d'utilisation des sols tels que la culture de soja au Brésil ou de manioc en République Démocratique du Congo.

3.7.4 Conclusions sur le modèle

Avantages du modèle

- Le modèle IPCC2013 permet de prendre en compte la contribution de l'utilisation des sols sur le changement climatique, qui est un des enjeux cruciaux dans la prise en compte des impacts liés à l'utilisation des sols.

Limites et perspectives du modèle

- Les facteurs d'émissions se basent sur des données qui semblent être axées sur le secteur agroalimentaire (quasi exclusivement tirées de la FAO). Cela pourrait biaiser des résultats d'utilisation de sols par des exploitations minières ou par des zones urbaines, par exemple.
- Il n'est pas clair comment les facteurs d'émissions liés aux différents types d'utilisation des sols ont été définis dans les différentes bases de données.

3.8 Comparaison des modèles approfondis

Après avoir analysé les 5 modèles de manière séparée, il est possible de dresser certaines recommandations quant au choix d'un modèle dans un certain cas d'application. Le Tableau 17 reprend les différents critères de sélection sur base desquels les modèles peuvent être comparés entre eux.

De manière générale, deux modèles semblent se détacher des autres. D'une part, le modèle LANCA se focalise sur les impacts de l'utilisation des sols sur les services écosystémiques et, en particulier, la résistance à l'érosion, la capacité d'infiltration, la recharge des eaux souterraines et la production biotique (biologique). Il publie des facteurs de caractérisation avec une granulométrie précise (niveau 1-4) et une régionalisation assez développée (à échelle nationale et mondiale). Le modèle se différencie de son homologue SOC qui se focalise sur un seul indicateur. Le fait qu'il soit le seul à être recommandé par la Commission européenne est également un argument de poids en faveur de celui-ci.

Cependant, le modèle LANCA n'est pas parfait et possède certaines limites, notamment au niveau de l'isopondération utilisée lors de l'agrégation des 4 indicateurs en un score unique, comme déjà énoncé auparavant. De plus, obtenir *in fine* des résultats endpoint permettrait au praticien d'avoir une meilleure vision des effets réels de l'utilisation des sols sur les dommages finaux, ce qui est actuellement compliqué pour le niveau d'impact midpoint du modèle LANCA.

Enfin, il existe de nombreux services écosystémiques qui ne sont pas pris en considération, parmi lesquels les services de récréation (qualité et cadre de vie, activités sociales), de diminution des nuisances ou de régulation de la qualité de l'air.

D'autre part, le modèle SAR développé par (Chaudhary, Verones, et al. 2015) se focalise sur les impacts sur la biodiversité à travers la perte relative d'espèces liée à l'utilisation des sols. Le modèle a l'avantage de posséder une régionalisation à échelle nationale par rapport au modèle de ReCiPe2016, en plus de prendre en compte la vulnérabilité des espèces. De plus, le modèle évaluant les impacts au niveau endpoint, les résultats sont plus proches des dommages finaux sur la chaîne d'effets. Cependant, les FC publiés par le modèle de caractérisation possèdent une granulométrie très large (niveau 1) et toutes les espèces ne sont pas prises en compte.

Ces deux modèles évaluent donc l'impact de l'utilisation des sols sur deux thématiques complètement différentes et à deux niveaux d'impacts différents. Etant donné qu'aucun modèle ne soit focalisé à la fois sur la biodiversité et sur les services écosystémiques, il est conseillé d'utiliser une approche complémentaire de ces deux modèles pour caractériser les impacts d'une utilisation d'un sol d'une manière la plus complète possible.

Tableau 17 - Récapitulatif des 5 modèles approfondis

	1. SOC	2. LANCA	3. ReCiPe2016	4. SAR	5. IPCC2013
Indicateur(s) évalué(s)	Carbone organique du sol (kg C.années)	Régulation à l'érosion Capacité d'infiltration du sol Réalimentation des nappes souterraines Production biotique (biologique)	Richesse relative des espèces	Nombre d'espèces perdues	Carbone issu de la transformation des sols Méthane issu de la transformation des sols
Champ de la méthode	Occupation Transformation « to » Transformation « from »	Occupation Transformation	Occupation Transformation Relaxation	Occupation et transformation	Transformation
Niveau d'impact	Midpoint	Midpoint	Midpoint Endpoint	Endpoint	Midpoint
Granulométrie des FC	Niveau 1-3 (Type et gestion d'utilisation du sol)	Niveau 1-4 (114 FC différents)	Niveau 1 (5 types d'utilisations) 6 groupes d'espèces	Niveau 1 (6 types d'utilisations) 4 groupes d'espèces	NA
Régionalisation des FC	Régions climatiques (10) Mondial	Zones écologiques (20) National Mondial	Aucune	Ecorégions (804) National	NA
Situation de référence	PNV par biome Utilisation anthropique précédent	PNV par zone écologique puis par pays (5 étapes)	Végétation herbacée ou végétation forestière	Végétation herbacée ou végétation forestière	NA
Temps de relaxation	20 ans (<i>à partir de toute surface vers tout PNV</i>)	85 ans (<i>à partir de surfaces artificielles</i>) 20 ans (<i>à partir d'autres types de surfaces autres</i>)	73.5 ans (<i>vers une forêt</i>) 7.5 ans (<i>vers une végétation herbacée</i>)	73.5 ans (<i>vers une forêt</i>) 7.5 ans (<i>vers une végétation herbacée</i>)	NA

3.9 Analyse des données d'inventaire

Après avoir présenté les modèles de caractérisation publiant *in fine* leurs propres facteurs de caractérisations, les données d'inventaire de cycle de vie (ICV) sont analysées en profondeur. Leur granulométrie et la régionalisation sont introduites, suivies par une analyse de la qualité des données liées à l'utilisation des sols fournies par Ecoinvent et Agribalyse.

3.9.1 Granulométrie des bases de données

Pour rappel, il existe 3 types de flux élémentaires, à savoir les flux d'occupation, de transformation « to » et de transformation « from ». Tous possèdent une certaine granulométrie et régionalisation dépendante de la base de données (BDD) desquelles ils proviennent.

En général, les flux élémentaires possèdent une granulométrie définie en 4 niveaux de précision :

1. **Nom commun de l'utilisation du sol** (ex. forêt, pâturage, terres cultivées...)
2. **Statut du sol** (ex. forêt primaire ou exploitée...)
3. **Gestion du sol** (ex. cultures avec sol nu / avec enherbement, culture irriguée / en sec...)
4. **Intensité de l'utilisation du sol** (ex. intensif (apports d'azote), extensif (sans intrants, bio)...)

3.9.2 Régionalisation des bases de données

En plus de posséder une certaine granulométrie, les données d'inventaire possèdent une certaine régionalisation. En fonction du niveau de précision adopté par la BDD, les données peuvent être différenciées au niveau des écorégions, aires biotiques, pays ou continents.

Il est possible que la BDD ne possède pas du tout de régionalisation au niveau des flux élémentaires, dans quel cas ces derniers sont simplement exprimés par type d'utilisation des sols avec un niveau de précision dépendant de la granulométrie de la BDD.

3.9.3 Nomenclature des bases de données

Chaque BDD possède sa propre nomenclature, représentant le format de données permettant à un logiciel ACV et une BDD de communiquer entre eux.

Parmi tous les formats de bases de données (BDD), on peut citer :

- Le format de l'outil SimaPro
- Le format ILCD¹⁷ de la Commission européenne, pour lequel il existe plusieurs versions :
 - ILCD 2011
 - EF 2.0 (liée à la phase pilote EF)
 - EF 3.0 (liée à la phase de transition EF)
 - EF 4.0 (à publier après la phase de transition EF) ;
- Le format Ecospod diffusé par Ecoinvent, qui existe en version 1 (Ecoinvent v2) et version 2 (Ecoinvent v3).

Un exemple représentant la différence entre les trois formats de bases de données SimaPro, ILCD et EcoSpold est donné dans le Tableau 18 pour un même flux élémentaire de transformation « from » de cultures permanentes, non-irriguées et extensives. Les trois nomenclatures décrivent le même flux mais de trois manières différentes, au niveau du nom, du compartiment et du sous-compartiment associé au flux. Par exemple, la transformation apparaît dans un cas dans le sous-compartiment et dans un autre cas dans le nom de flux élémentaire.

Tableau 18 – Trois nomenclatures différentes pour un même flux élémentaire de transformation « from » de cultures permanentes, non-irriguées et extensives.

Format	UUID	Name	Compart	Subcompart
EcoSpold	af41f691-3a3e-47a3-9e45-3b4d78469ae0	Transformation, from permanent crop, non-irrigated, extensive	Resource	Land

¹⁷ International reference Life Cycle Data system

ILCD	dd5923b1-6ff5-4bb2-a37a-20b84727c16a	from permanent crops, non-irrigated, extensive	Land transformation	Land transformation
SimaPro	NA	Transformation, from permanent crop, non-irrigated, extensive	Raw	(unspecified)

Il est important de noter qu'il n'existe pas toujours de correspondance entre les flux élémentaires de différentes bases de données. Par exemple, EcoSpold et SimaPro définissent le flux « *Transformation, from annual crop, irrigated, extensive* » alors que ILCD ne mentionne pas de cultures annuelles de la sorte. Il existe également des non-correspondances entre EcoSpold et SimaPro.

3.9.4 Analyse de la qualité des données d'inventaire

Un focus est réalisé sur la qualité des données d'inventaire disponibles dans les BDD courantes pour des procédés en lien avec l'usage des sols. Tout d'abord, une dizaine de procédés de Ecoinvent (version 3.9.1) sont analysés, suivis par des procédés de la base de données Agribalyse (version 3.01).

Le but ici est d'analyser la nomenclature, la granulométrie et la régionalisation disponible effectivement dans ces BDD pour conclure avec des recommandations lors du choix et de l'utilisation d'une BDD.

Ecoinvent v3.9.1

Une dizaine de procédés tirés de Ecoinvent (v3.9.1) sont groupés dans le Tableau 19 et sont classés en trois catégories définies par Ecoinvent, à savoir « Agriculture, foresterie et pêche », « Mines et carrières » et « Construction ». Ces différents procédés font appel à de nombreux procédés unitaires (unit processes, en anglais), dont font partie les flux d'occupation et de transformation des sols.

On observe dans la première ligne que la production d'un kilo de citron (*lemon production*) au Mexique nécessite la transformation de 0.036 m² de sol de référence en une culture permanente irriguée, ainsi que l'occupation de 0.727 m²a de ce même sol. De la même manière, on peut observer que la production de citron en Espagne (ES) requiert moins de flux élémentaire comparé au Mexique (MX).

En comparant les valeurs liées aux flux élémentaires d'occupation et de transformation pour la production de citron au Mexique et en Espagne, on se rend compte que le verger de citrons est considéré comme cultivé pendant 20 ans. La production de colza (*rape seed production*) considère quant à elle une occupation de sol d'un an.

On retrouve bien les flux élémentaires avec leur granulométrie spécifique (allant jusqu'au niveau 3 pour la production de citron). De plus, la situation de référence prise en compte par la BDD est l'état (quasi-)naturel de ce même sol (et non pas une utilisation anthropique précédente), étant donné que les flux de transformation « to » et « from » sont assignés à une valeur identique de 0.036 m².

De cette comparaison entre la production de citron en Espagne et au Mexique, on peut également observer que la différenciation spatiale entre les deux procédés ne se fait pas au niveau de la description du flux élémentaire (identique dans les deux cas) mais au niveau de la valeur qui y est associée, probablement liée aux rendements différents entre les pays (ex. en kg de fruits par unité de surface). Une régionalisation est donc indirectement disponible dans la BDD Ecoinvent au niveau des valeurs associées aux flux élémentaires et non dans leur description.¹⁸

On observe également que les flux élémentaires changent de granulométrie lorsque le procédé est lié au secteur forestier comparé au secteur agro-alimentaire (cf. « *softwood forestry* », traduit « sylviculture résineuse »). Bien que les unités des flux élémentaires soient identiques, les valeurs ne sont pas comparables entre ces deux types de procédés. Le fait que le flux élémentaire d'occupation de la sylviculture résineuse soit supérieur à la production de citron ne signifie pas nécessairement que l'un est pire que l'autre d'un point de vue environnemental. En effet, les deux flux sont liés à deux facteurs de caractérisation différents qui peuvent faire pencher la balance d'un côté comme de l'autre en termes d'impact environnemental. De plus, l'unité du

¹⁸ On pourrait imaginer un flux élémentaire par pays, tel que : "Transformation, from permanent crop, irrigated, ES" et "Transformation, from permanent crop, irrigated, MX".

procédé lié à la foresterie est en m³, alors que les procédés agroalimentaires sont généralement exprimés en kg.

Dans la catégorie « Mine et carrières », on observe que deux procédés fondamentalement similaires (construction d'une mine d'or et de fer) possèdent des flux élémentaires différents ainsi qu'en nombre différents. D'une part, la construction d'une mine de fer (*mine construction, iron*) nécessite la transformation de 50 000 m² de terres vers une « surface industrielle ». D'autre part, la construction de la mine d'or (*mine construction, gold*) fait appel à l'occupation non pas d'une zone industrielle mais d'un site d'extraction minière. Ceci peut laisser penser que le procédé lié à l'or est plus rigoureux que celui lié au fer. Cependant, il faudra vérifier s'il existe un facteur de caractérisation associé à ce flux élémentaire spécifique.

Si c'est le cas, alors on peut considérer que la mine d'or est mieux modélisée que la mine de fer et c'est la base de données qui limite la précision des résultats. Dans le cas contraire, si la mine d'or est associée au FC de la « surface industrielle », alors il n'y a aucune différence entre la modélisation de la mine d'or et de fer et c'est plutôt le modèle de caractérisation qui limite la précision des résultats.

De plus, en comparant les constructions de mines de fer à échelle globale et pour les Etats-Unis, on peut en conclure que les rendements sont nettement moins bons dans le deuxième cas étant donné que les valeurs associées aux flux élémentaires nettement plus élevés (1 ordre de grandeur de différence).

On notera également le manque de précision au niveau de la granulométrie des zones industrielles, considérant au même titre les mines, les entrepôts (*storage building construction, chemicals*) et les champs de panneaux photovoltaïques (*photovoltaic mounting system production, for 570kWp open ground module*), liés donc au même facteur de caractérisation. Ce choix est discutable car un champ de panneaux photovoltaïques (PV), généralement implanté sur des terres non-artificialisées, n'a pas le même impact en termes d'utilisation des sols qu'un entrepôt occupant la même surface (on compare une surface artificialisée pour l'entrepôt avec une végétation herbacée pour les PV).

Dans la catégorie « Construction », on observe que les procédés liés à la construction de routes (*road construction*) et de voies ferrées (*railway track construction*) possèdent les mêmes flux élémentaires. Il peut donc être établi que la construction de voies ferrées représente un impact supérieur comparé à la construction d'une route en termes d'utilisation des sols. Cependant, cette fois-ci, il y a deux flux d'occupation et deux flux de transformation « to » : un lié au réseau (*network*) et un lié au remblai (*embankement*). Le développeur de la donnée a donc considéré deux types d'utilisation du sol au sein d'un même procédé.

Enfin, si les procédés abordés jusqu'à présent font tous directement appel à des flux élémentaires liés à l'occupation et à la transformation des sols, ce n'est pas le cas de tous les procédés de Ecoinvent. La BDD est construite pour que certains procédés puissent en appeler d'autres dans leurs descriptions.

Par exemple, comme illustré dans la Figure 29, le procédé lié à la production d'or aux États-Unis (« gold production, US ») fait appel à de nombreux procédés et flux élémentaires, parmi lesquels le procédé lié à la construction de la mine d'or (« mine construction, gold, US »). Celui-ci fait lui-même appel à de nombreux flux élémentaires, dont les flux d'occupation et de transformation présentés précédemment.

Ceci signifie que, pour s'assurer qu'un procédé prenne bel et bien l'utilisation des sols en compte, il ne faut pas se limiter uniquement à la description du procédé en question mais creuser au sein de tous les sous-procédés appelés. L'utilisation des donc sols peut être indirectement considérée au sein d'un procédé Ecoinvent.

Tableau 19 - Exemples de procédés Ecoinvent (v3.9.1) possédant des flux élémentaires d'occupation et de transformation des sols.

Category	Process	Elementary flow	Amount	Unit
Agriculture, forestry and fishing	lemon production, MX	Occupation, permanent crop, irrigated	0.727	m ² a
		Transformation, from permanent crop, irrigated	0.036	m ²
		Transformation, to permanent crop, irrigated	0.036	m ²
	lemon production, ES	Occupation, permanent crop, irrigated	0.271	m ² a
		Transformation, from permanent crop, irrigated	0.014	m ²
		Transformation, to permanent crop, irrigated	0.014	m ²
	rape seed production, FR	Occupation, annual crop, non-irrigated, intensive	3.5872	m ² a
		Transformation, from annual crop, non-irrigated, intensive	3.3113	m ²
		Transformation, to annual crop, non-irrigated, intensive	3.3113	m ²
	milk production, from cow, RoW	Occupation, grassland, natural, for livestock grazing	4.221	m ² a
		Occupation, pasture, man made	7.688	m ² a
		Transformation, from grassland, natural (non-use)	0.397	m ²
		Transformation, to grassland, natural, for livestock grazing	0.140	m ²
	softwood forestry, paraná pine, sustainable forest management, BR [m ³]	Transformation, to pasture, man made	0.257	m ²
		Occupation, forest, intensive	6120	m ² a
Transformation, from forest, intensive		32	m ²	
Mining and quarrying	mine construction, iron, GLO	Transformation, to forest, intensive	32	m ²
		Occupation, industrial area	1 500 000	m ² a
		Transformation, from unspecified	50 000	m ²
	mine construction, gold, GLO	Transformation, to industrial area	50 000	m ²
		Occupation, mineral extraction site	2 119 500 000	m ² a
		Transformation, from mineral extraction site	63 556 000	m ²
		Transformation, from unspecified	63 556 000	m ²
		Transformation, to heterogeneous, agricultural	6 691 800	m ²
		Transformation, to mineral extraction site	63 556 000	m ²
	mine construction, gold, US	Transformation, to unspecified	56 864 000	m ²
		Occupation, mineral extraction site	35 204 000 000	m ² a
		Transformation, from mineral extraction site	818 620 000	m ²
		Transformation, from unspecified	818 620 000	m ²
		Transformation, to heterogeneous, agricultural	35 458 000	m ²
		Transformation, to mineral extraction site	818 620 000	m ²
Construction	road construction, RoW	Transformation, to unspecified	783 160 000	m ²
		Occupation, traffic area, rail/road embankment	1.360	m ² a
		Occupation, traffic area, road network	6.430	m ² a
		Transformation, from unspecified	0.011	m ²
		Transformation, to traffic area, rail/road embankment	0.003	m ²
	railway track construction, RoW	Transformation, to traffic area, road network	0.008	m ²
		Occupation, traffic area, rail network	11.500	m ² a
		Occupation, traffic area, rail/road embankment	10.400	m ² a
		Transformation, from unspecified	0.051	m ²
		Transformation, to traffic area, rail network	0.027	m ²
	storage building construction, chemicals, solid, RoW	Transformation, to traffic area, rail/road embankment	0.024	m ²
		Occupation, construction site	18000	m ² a
		Occupation, industrial area	450000	m ² a
		Transformation, from unspecified	9000	m ²
	sugar refinery construction, GLO	Transformation, to industrial area	9000	m ²
Occupation, construction site		208330	m ² a	
Occupation, industrial area		2083300	m ² a	
Transformation, from unspecified		41667	m ²	
photovoltaic mounting system production, for 570kWp open	Transformation, to industrial area	41667	m ²	
	Occupation, industrial area	141	m ² a	
	Transformation, from pasture, man made	4.7	m ²	
		Transformation, to industrial area	4.7	m ²

	ground module, GLO [m ²]			
--	---	--	--	--

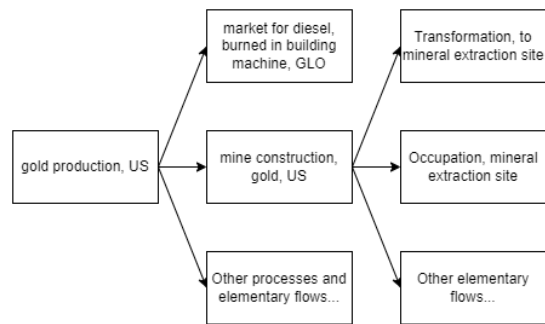


Figure 29 - Structure schématique des procédés appelés par le procédé "gold production, US" dans Ecoinvent v3.9.1.

Agribalyse v3.01

Agribalyse est une base de données française pour les secteurs agricoles et alimentaires développée par l'ADEME. Elle comprend des ICV pour plus de 2500 produits agricoles et alimentaires produits et/ou consommés en France. Pour les produits importés, Agribalyse s'appuie sur les BDD d'Ecoinvent et de la WFLDB (World Food LCA DataBase).

Plusieurs procédés sont présentés dans le Tableau 20. On y retrouve les flux élémentaires et leurs valeurs associées. Une certaine granulométrie est également utilisée (allant jusqu'au niveau 2). A nouveau, il est possible que la granulométrie d'Agribalyse ne corresponde pas exactement avec la granulométrie des FCs publiés par les méthodes de caractérisation. Par exemple, pour le procédé « *slurry pit* » (fosse à lisier), il n'est pas certain qu'un FC avec la granulométrie « *to urban, discontinuously built* » existe. Si ce n'est pas le cas, le FC « *to urban* » y serait logiquement associé, faisant perdre une certaine précision aux résultats.

De plus, il existe des procédés possédant un flux d'occupation mais pas de transformation. Par exemple, pour le procédé « *Rapeseed* » (lié à la production de graines de colza), seule l'occupation du sol est prise en compte par la base de données. Ceci est probablement lié à la définition du procédé et limite forcément la précision des résultats.

Comme c'était le cas pour Ecoinvent, la régionalisation est faite dans la description du procédé et ne se retrouve pas dans la description du flux élémentaire mais dans sa valeur associée.

Tableau 20 - Exemples de procédés d'Agribalyse (v3.01) possédant des flux élémentaires d'occupation et/ou de transformation des sols.

Category	Product	Resource	Value	Unit
Plant production	Rapeseed, average from 7 optimized case study, basis scenario, at farm gate FR U	Occupation, annual crop	10082.19	m ² a
Food transformation	Goat Cheese production; from raw milk, hard cheese ; French production mix, at plant; 1 kg of hard cheese FR U	Occupation, industrial area	0.000901	m ² a
Agricultural transformation	Pig building with FDS, concrete wall and concrete slatted floor (farrowing house) FR U	Occupation, construction site	0.216667	m ² a
		Transformation, from pasture, man made	0.108333	m ²
		Transformation, to urban, discontinuously built	0.108333	m ²
		Occupation, urban, discontinuously built	3.25	m ² a
	Slurry pit FR U	Occupation, construction site	0.005512	m ² a
		Transformation, from pasture, man made	0.002756	m ²
		Transformation, to urban, discontinuously built	0.002756	m ²
		Occupation, urban, discontinuously built	0.082674	m ² a

Distinction entre flux de transformation « to » et « from »

Les impacts de deux flux élémentaires « to » et « from » associés à la même valeur et de même granulométrie s'annulent. En effet, comme les impacts « to » et « from » s'additionnent (cf. section 2.3.5), ils s'annulent à condition que les FC publiés par le modèle soient strictement opposés.

Ceci est le cas du procédé « lemon production, MX » de la BDD Ecoinvent (v3.9.1). En effet, comme indiqué dans la 4^{ème} colonne du Tableau 21, la valeur associée aux deux flux élémentaires est de 0.036 m². Comme les FC publiés par le modèle LANCA sont strictement opposés¹⁹, l'impact total de transformation est nul. La 5^{ème} colonne du même tableau indique que le résultat final calculé est identique lorsque les valeurs associées aux deux flux de transformation sont mises à 0, démontrant que l'impact de ces deux flux n'influence pas le résultat final. Ceci s'applique aux autres procédés du Tableau 19.

Cette conséquence est un choix délibéré de la part des implémenteurs de la base de données, considérant les impacts de transformation comme amortis. Dans le cas de la production de citron, ils considèrent que le verger a toujours été là et que l'on n'a pas coupé de forêts pour produire le citron.

En conclusion, lors d'un choix de procédé dans une base de données, il est toujours recommandé de se référer aux flux élémentaires considérés. La présence de flux élémentaires de transformation n'implique pas nécessairement que l'on considère des impacts liés à la transformation du sol. Il est important de prendre en compte et de communiquer ce choix de la part de l'implémenteur le cas échéant.

Tableau 21 – Résultats (Pt) calculés par le modèle LANCA pour le procédé "Lemon production, MX" de ecoinvent v3.9.1 pour trois cas de flux élémentaires.

Procédé	Flux élémentaire	Unité	Occupation et Transformation	Occupation uniquement	Transformation uniquement
lemon production, MX	Occupation, permanent crop, irrigated	m ² a	0.727	0.727	0
	Transformation, from permanent crop, irrigated	m ²	0.036	0	0.036
	Transformation, to permanent crop, irrigated	m ²	0.036	0	0.036
Impact total (LANCA, EF3.0)		Pt	36.513	36.513	0

Les flux dits « unspecified »

Certains procédés issus de la BDD Ecoinvent (v3.9.1) repris dans le Tableau 19 mentionnent des flux élémentaires « unspecified », traduits « non spécifiés » ou « non précisé ». C'est le cas notamment du procédé « mine construction, iron, GLO », pour lequel il n'est pas spécifié à partir de quel type d'utilisation de sol le flux de transformation « from » mesure l'impact de transformation.

Dans ce cas, soit le développeur du modèle de caractérisation utilisé a prévu un FC « unspecified », soit c'est l'implémenteur du modèle qui définit à quoi correspond un flux « unspecified » sur la base de réglementations.

Dans le cas du modèle LANCA, les développeurs du modèle ont publié trois types de FC « unspecified » (cf. Tableau 22) associés à des valeurs différentes des autres granulométries. L'obtention de ces FC n'est pas communiquée par les auteurs du modèle. Les valeurs ne sont pas majorantes (ex. le FC d'occupation d'une surface industrielle est de 139 Pt/m²a contre 69 Pt/m²a pour le FC « unspecified » d'occupation).

Pour conclure, la présence d'un flux élémentaire « unspecified » dans un procédé est une limite dans la précision des résultats et doit être communiqué explicitement lors de l'utilisation d'un tel procédé.

¹⁹ -585 Pt/m² pour « Transformation, from permanent crops, irrigated » et 585 Pt/m² pour « Transformation, to permanent crops, irrigated ».

Tableau 22 - Facteurs de caractérisation publiés par LANCA pour trois types de flux élémentaires "unspecified".

Land Use Type	FC Occupation (Pt/m ² a)	FC transformation « from » (Pt/m ²)	FC transformation « to » (Pt/m ²)
Unspecified	69	2944	-2944
Unspecified, used	45	1915	-1915
Unspecified, natural	28	283	-283

Conclusions et recommandations sur le choix d'une donnée d'inventaire

Après avoir analysé les procédés de deux BDD, plusieurs conclusions et recommandations sont présentées ci-dessous.

Il est important que le praticien ACV prenne connaissance des enjeux mis en exergue par la base de données qu'il souhaite utiliser. En effet, le choix d'une BDD plutôt qu'une autre peut entraîner des conséquences significatives sur les résultats finaux. Certaines sont plus spécialisées que d'autres pour un secteur spécifique. C'est notamment le cas de la BDD Agribalyse qui est spécialisée dans le secteur agroalimentaire en France.

Une fois la base de données judicieusement choisie, il est recommandé de prendre connaissance des éléments ayant permis l'élaboration des différentes données d'inventaire choisies (flux élémentaires, procédés unitaires, étude de la part du développeur de la donnée (le cas échéant), éventuelles hypothèses...). Plusieurs recommandations sont listées ci-dessous pour guider le praticien ACV lors du choix d'un procédé :

- La description et la régionalisation doivent correspondre au mieux avec ce qui doit être modélisé ;
- La granulométrie du procédé doit être suffisamment détaillée et la valeur associée doit se différencier des autres procédés similaires tout en restant dans un même ordre de grandeur ;
- Si les flux élémentaires « to » et « from » s'annulent (*i.e.* de même granulométrie et associés aux mêmes valeurs), il doit être mentionné que les impacts de transformation associés au procédé ne sont pas considérés ;
- La présence de flux élémentaires « unspecified » dans un procédé doit être mentionnée comme étant une limite du modèle.

Pour conclure, étant donné la faible considération de l'indicateur Land Use à l'heure actuelle en ACV comparé à d'autres indicateurs tels que le Changement Climatique, les éditeurs des bases de données reçoivent moins de retours de la part de leurs utilisateurs pour corriger des erreurs potentielles. Ainsi, il se peut qu'il existe des incohérences dans les données publiées, dans quel cas le praticien est invité à le signaler aux éditeurs de la BDD en question.

3.10 Analyse croisée entre modèles de caractérisation et ICV

Après avoir analysé séparément les FC provenant des modèles de caractérisation et les flux élémentaires provenant des BDD, une analyse croisée est effectuée entre les deux partis.

3.10.1 Commentaires généraux

Tout flux élémentaire et tout facteur de caractérisation possèdent une granulométrie et une régionalisation qui leur est spécifique. Il n'y a aucune dépendance entre l'un et l'autre. En d'autres termes, ce n'est pas parce qu'un modèle possède une granulométrie et/ou une régionalisation très fine qu'elle produit des résultats très précis.

D'une part, la granulométrie de la BDD ne correspond pas forcément toujours à celle des FC publiés, et inversement. Par exemple, bien que le modèle publie deux FC différents pour l'utilisation intensive et extensive d'un sol agricole, si la BDD ne possède pas ce niveau de granulométrie, le résultat sera défini pour l'utilisation d'un sol agricole, indépendamment de l'intensité de l'utilisation subie. La précision des résultats sera alors limitée par le faible niveau de granulométrie de la part de la BDD.

D'autre part, la BDD peut également être limitante au niveau de sa régionalisation. Par exemple, le modèle LANCA de la Commission européenne publie des FC régionalisés par pays, mais certaines BDD ne possèdent pas de régionalisation nationale, comme c'est le cas de l'outil SimaPro. Dans ce cas, la BDD est également limitante.

Il est important de noter que le modèle de caractérisation peut également être limitant dans la précision des résultats. Cependant, ce cas de figure arrive généralement moins fréquemment. En effet, au fil des années, les scientifiques ont développé des modèles de caractérisation permettant de calculer des impacts de manière de plus en plus précise. Les BDD ne sont pas toujours capables de fournir une telle précision car elles se basent sur un historique qui ne possède pas toujours un raffinement aussi précis. De plus, affiner des données prend du temps et, plus la précision des données est fine, plus les investissements sont importants.

Ainsi, comme il est plus facile de publier des FC sur base de formules mathématiques que de publier des données d'inventaires précises sur la base de récolte de données sur le terrain, les BDD sont généralement limitantes dans la précision des résultats.

Pour résumer, la précision des résultats finaux associées aux impacts liés à l'utilisation des sols dépendant de trois acteurs sont repris dans le schéma de la Figure 30.

Premièrement, les producteurs du modèle de caractérisation publient des FC avec une certaine granulométrie et de régionalisation. On y retrouve notamment les développeurs du modèle LANCA ou SAR introduits auparavant.

Deuxièmement, les producteurs des données d'inventaire publient des données ICV possédant également une certaine granulométrie et régionalisation indépendante de celles des FC.

Troisièmement, les éditeurs des logiciels ACV implémentent les FC provenant des modèles de caractérisation selon les spécifications du logiciel (notamment avec la nomenclature) et les couplent avec les données provenant de la base de données sélectionnées par le praticien pour calculer, *in fine*, les impacts Land Use d'une activité.

La précision des résultats dépend donc de la qualité de cette correspondance entre l'implémentation des FC dans le logiciel et la granulométrie et régionalisation des données d'inventaire. Si l'un ou l'autre camp ne suit pas en termes de précision, il limitera la précision finale des impacts calculés.

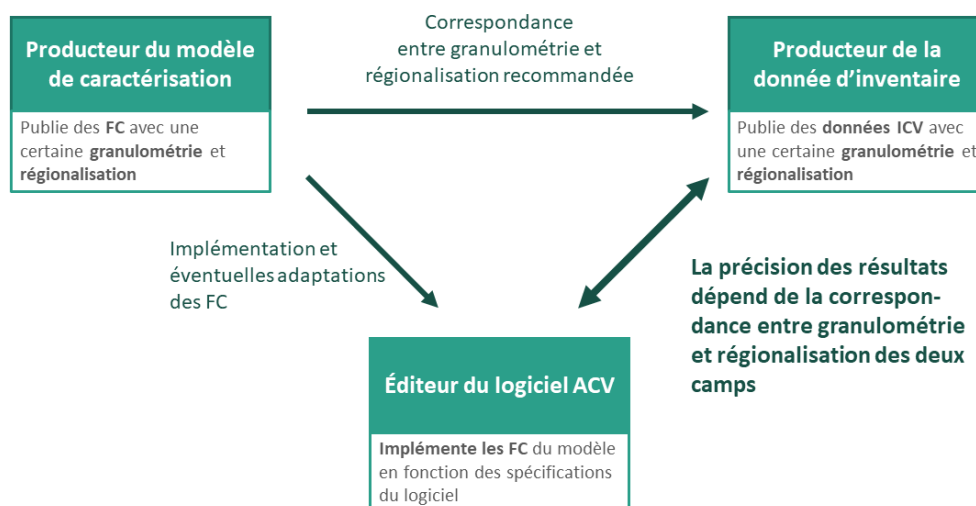


Figure 30 - Les différents acteurs déterminant la précision des résultats finaux en ACV.

3.10.2 Comparaison entre les modèles et inventaires étudiés

Le Tableau 23 reprend les granulométries et régionalisations des modèles de caractérisation et des bases de données analysées précédemment. Le modèle IPCC2013 n'étant pas pertinent pour cette comparaison, il n'est repris dans le tableau.

Il est important de garder à l'esprit que l'objectif de cette comparaison est de mettre en évidence quel modèle ou quelle base de données possède une précision élevée ou non, de manière générale. Les observations ne peuvent donc pas être généralisées à l'ensemble des procédés de la BDD ou des FC publiés par les modèles. Une comparaison doit systématiquement être effectuée au cas par cas.

On observe que les FC publiés par les modèles ne possèdent pas toujours une granulométrie plus précise que celles des inventaires. En effet, les modèles axés sur la biodiversité (*i.e.* ReCiPe2016 et SAR) limitent la précision des résultats s'ils sont couplés à des données provenant d'Ecoinvent ou Agribalyse. Cependant, pour les modèles focalisés sur les services écosystémiques (SOC et LANCA), ce sont les BDD qui seront généralement limitantes.

En ce qui concerne la régionalisation, les FC sont généralement plus précis que les BDD, à l'exception du modèle Land Use de la méthode ReCiPe2016. Agribalyse étant focalisé sur la France, il va de soi que ses données ne pourraient être couplées à des FC d'autres pays ou mondiaux.

En ce qui concerne Ecoinvent, qui fournit des données généralement différenciées par pays et au niveau mondial, il ne serait pas possible d'associer ses données avec des FC spécifiques à une région climatique/zone écologique/écorégion. Il n'est cependant pas très probable que le praticien en ACV souhaite calculer des impacts environnementaux à cette échelle de manière récurrente.

Pour terminer, il existe toutefois encore un certain travail en recherche et développement pour obtenir une granulométrie des FC et des BDD allant jusqu'au niveau 4 (si pertinent) et à échelle nationale. Idéalement, il faudrait une correspondance parfaite entre les granulométries et régionalisations des FC et des BDD. Un effort doit donc être fourni par les développeurs aussi bien des modèles de caractérisations que des BDD.

Tableau 23 - Comparaison des niveaux de granulométrie et des régionalisations entre modèles de caractérisation et bases de données.

	SOC	LANCA	ReCiPe2016	SAR	Ecoinvent	Agribalyse
Granulométrie	1-3	1-4	1	1	1-3	1-2

Régionalisation	Régions climatiques (10)	Zones écologiques (20)	-	Ecorégions (804)		
	Mondial	National Mondial		Mondial	National Mondial	France

3.11 Changements d'affectation des sols indirects

Les modèles de caractérisation Land Use présentés dans les sections précédentes se focalisent sur les impacts liés à un type d'utilisation de sol sur ce même sol (par exemple, l'impact de l'artificialisation d'un sol sur sa capacité d'infiltration ou sur sa capacité de production biotique). On parle alors de changement d'affectation des sols « directs » (direct land use change (dLUC), en anglais), reprenant les impacts restreints au sol utilisé envers la biodiversité et/ou les services écosystémiques.

Cependant, comme introduit en section 2.3.1, l'affectation d'un sol pour une certaine utilisation peut également avoir des impacts indirects sur d'autres sols, éventuellement dans d'autres pays et/ou sur une période décalée par rapport au moment de l'utilisation du sol. On introduit alors le concept de changement d'affectation des sols indirect (indirect land use change (iLUC), en anglais).²⁰

3.11.1 Les impacts directs et indirects des biodiesel

Dans certains secteurs, tels que l'agriculture et la foresterie, le concept d'iLUC peut influencer les impacts liés à un type d'utilisation de sol de manière significative. C'est notamment le cas des biodiesel, dont la production a été encouragée ces dernières années pour remplacer les carburants fossiles. En effet, les biodiesel ont l'avantage d'être renouvelables étant donné que le CO₂ émis lors de leur combustion a été préalablement absorbé par la culture, formant ainsi un cycle fermé. Néanmoins, leur production nécessite d'occuper des sols²¹, une ressource finie dont l'utilisation n'est pas négligeable.

Prenons l'exemple du colza repris dans la Figure 31. L'intérêt en biodiesel a augmenté ces dernières décennies, augmentant le prix de vente de cette culture. Par conséquent, les agriculteurs ont eu tendance à développer la production de colza au détriment d'autres cultures, notamment comme le blé. Cependant, la demande alimentaire mondiale en blé étant stable et, comme les surfaces agricoles représentent une ressource limitée à la surface du globe, il faudra déforester une certaine superficie pour satisfaire la demande en blé.

Ainsi, la production de biocarburant se traduit par une simple substitution de culture agricole à l'échelle locale (régionale), donc sans impact en termes d'utilisation du sol, mais à l'échelle mondiale, elle génère indirectement la mobilisation de nouvelles surfaces agricoles, en grande partie par déforestation, pour satisfaire aux besoins alimentaires globaux.

Ainsi, l'occupation d'un sol pour produire du colza aura indirectement impliqué la déforestation. La question se pose alors de savoir à qui allouer les impacts liés à la déforestation. En règle générale, il faudrait partager les impacts entre les différentes cultures, ce qui n'est pas appliqué actuellement par les modèles ACV (Daioglou, et al. 2020).

²⁰ Les abréviations anglophones (*i.e.* dLUC et iLUC) sont utilisées dans la suite de cette étude.

²¹ Ceci s'applique aux biodiesel dits de "première génération", à la différence des biodiesel de "deuxième génération" produits à partir de matières premières ne nécessitant pas d'être cultivées spécifiquement, comme des résidus alimentaires ou des résidus de culture.

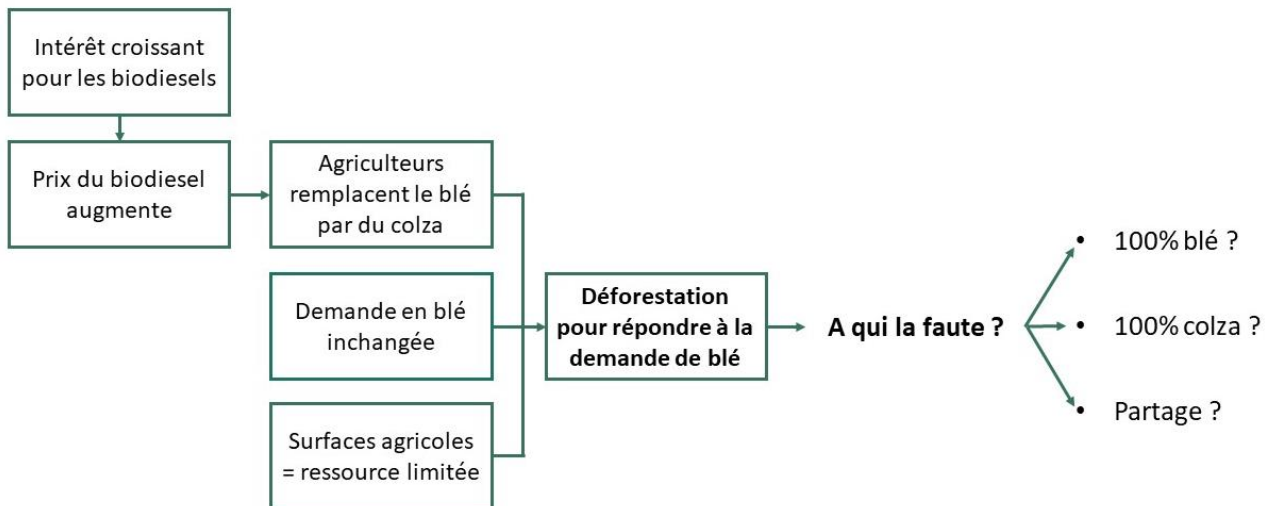


Figure 31 - Représentation schématique des impacts indirects à travers un exemple de cultures de colza remplaçant des surfaces occupées initialement par des cultures de blé.

3.11.2 Modéliser les impacts iLUC

Il existe plusieurs modèles iLUC permettant d'obtenir des facteurs associés aux impacts indirects de différents types d'utilisation des sols. Cette approche est semblable à l'approche directe présentée dans les sections précédentes. Cependant, les modèles iLUC sont cette fois intrinsèquement liés aux phénomènes économiques associés à l'utilisation d'un sol étudiée.

Les impacts iLUC sont généralement calculés sur base de modèles d'équilibre économique. Ceux-ci permettent de calculer l'ampleur et la localisation approximative du dLUC et de l'iLUC à la suite d'une modification de la demande (ex. de biocarburants) en utilisant des principes de marché tels que la substitution, l'intensification et le commerce international. On distingue deux types de modèles économiques :

- D'une part, il existe des modèles d'équilibre partiel (PE) se concentrant sur des secteurs spécifiques de l'économie qui, dans le contexte des biocarburants, sont généralement le secteur agricole, le secteur des biocarburants et parfois le secteur forestier.
- D'autre part, les modèles d'équilibre général calculable (CGE) représentent l'ensemble de l'économie et contiennent donc une représentation explicite des marchés des facteurs pour la terre, le travail et le capital. Pour que les modèles CGE restent gérables, le niveau de détail du secteur agricole/des biocarburants tend à être beaucoup plus faible que dans les modèles PE.

Dans leur publication, (Daioglou, et al. 2020) présentent 7 points à prendre en compte par tout modèle pour calculer les impacts iLUC d'une utilisation de sol :

1. L'évolution temporelle des rendements et de la productivité
2. Les co-produits associés (et allocations éventuelles)
3. Les effets sur la consommation globale et les rendements agricoles²²
4. La relocalisation de la production agricole considérée
5. La localisation de cette expansion de surface
6. Les facteurs d'émission par type de changement d'utilisation des sols
7. Les impacts environnementaux intrinsèques du biodiesel

Il existe de nombreux modèles, parmi lesquels les modèles CAPRI, FAPRI, GTAP, FAPRI-CARD, AGLINK, COSIMO, LEITAP et IMPACT sont les plus répandus. La présentation détaillée de ces modèles économiques ne fait pas partie du champ de cette étude. Pour plus d'informations concernant les modèles économiques permettant le calcul des impacts iLUC d'une activité, le lecteur est invité à parcourir l'étude (Schmidt, Weidema and Brandão 2015) et les autres références citées dans cette section.

²² En termes d'intensification des pratiques, résultant d'une recherche d'augmentation de rendement pour compenser le besoin de terres supplémentaires.

3.11.3 Les limites et incertitudes de iLUC

Malgré l'existence de plusieurs modèles iLUC, les résultats obtenus présentent toujours un haut niveau d'incertitude amenant une certaine variabilité dans les résultats. Par exemple, la production de bioéthanol à partir de maïs est bénéfique pour l'environnement (-150 g CO₂-eq/MJ) selon un modèle alors qu'un autre modèle considèrera que la production de ce même biocarburant à partir de soja est plutôt néfaste pour l'environnement (150 g CO₂-eq/MJ). Il est donc important de prendre connaissance des hypothèses et des sources d'incertitude lorsqu'on choisit d'appliquer un modèle iLUC (Schmidt, Weidema and Brandão 2015).

Il existe trois grandes catégories d'incertitudes liées aux résultats provenant des modèles iLUC :

- La qualité des données et des hypothèses utilisées par les modèles est importante pour déterminer le déplacement des cultures, la dynamique de l'utilisation des terres, le comportement des consommateurs et le commerce international. Les éléments clés à prendre en compte comprennent les schémas commerciaux, les stocks de carbone, les rendements des cultures projetées et la disponibilité des terres abandonnées.
- La représentation des effets de prix et des élasticités de substitution est essentielle pour comprendre comment les changements de prix relatifs affectent l'offre et la demande de produits agricoles et leurs effets conséquents sur le changement d'utilisation des terres. Les élasticités de substitution peuvent varier selon les cultures, les régions et l'échelle de temps et sont essentielles pour déterminer l'élasticité de la demande et de la substitution.
- L'agrégation et l'inclusion de cultures (alimentaires, pour le bétail et pour le carburant) sont importantes pour représenter les substitutions potentielles et les effets indirects. Les sous-produits et co-produits des cultures pour la production de biocarburants peuvent également être utilisés pour répondre à la demande alimentaire/animale régionale, ce qui peut réduire considérablement la quantité de production alimentaire/animale déplacée et affecter le changement d'utilisation des terres induit par les biocarburants (iLUC).

3.11.4 Conclusions et recommandations

En conclusion, il est toujours recommandé de prendre en compte les effets indirects liés à l'utilisation d'un sol, en particulier dans les secteurs agricoles et forestiers. Il existe des modèles économiques permettant de calculer ces impacts, mais les résultats varient fortement en fonction des hypothèses prises en compte par le modèle.

Dans le cas de la production de biodiesel, il existe plusieurs solutions concrètes permettant de minimiser les impacts indirects associés :

- Prioriser les biodiesels de deuxième génération, i.e. à partir de résidus agricoles ou alimentaires ;
- Utiliser des sols qui n'entrent pas en compétition avec les autres cultures agricoles non-énergétiques (ex. terres abandonnées ou dégradées) ;
- Augmenter les rendements agricoles et l'efficacité de l'agriculture de manière générale ;
- Protéger les surfaces présentant un grand réservoir de carbone ou de biodiversité.

4 Partie B – Application du modèle LANCA

Parmi tous les modèles présentés dans les sections précédentes, le modèle LANCA – développé par (De Laurentiis, et al. 2019) – est le seul à être recommandé par la Commission européenne en ce qui concerne le calcul des impacts environnementaux liés à l'utilisation des sols.

Le modèle LANCA, ses indicateurs et sa méthode de calcul des facteurs de caractérisation (FC) ont été présentés dans la section 3.4. Il est fortement recommandé d'en prendre connaissance avant d'entamer la lecture de ce qui suit.

L'objectif de cette partie est de répondre aux questions suivantes :

- Comment appliquer le modèle LANCA ?
- Comment interpréter les résultats exprimés en Points ?
- Quelles sont les points forts et les limites du modèle LANCA ?
- Quelles sont les recommandations d'utilisation du modèle LANCA ?

Pour ce faire, le modèle est appliqué aux deux cas d'études suivants :

1. La fabrication de biocarburants à partir de colza
2. L'exploitation forestière pour le bois-énergie

Il est important de noter qu'il ne s'agit pas d'une ACV complète. On se focalisera sur les flux élémentaires et les résultats caractérisés par LANCA afin de répondre aux questions listées ci-dessus.

4.1 Cas d'étude 1 - La fabrication de biodiesel à partir de colza

Les bio-carburants sont non seulement renouvelables, mais aussi suffisamment similaires aux carburants fossiles pour les substituer entièrement. En particulier, l'ester-méthylque – plus communément appelé « biodiesel » – est une alternative au diesel conventionnel et s'obtient à partir d'huiles végétales par un procédé de transestérification (Jungbluth, et al. 2007).

Dans le cas du colza, comme indiqué en Figure 32, le biodiesel s'obtient à partir des graines de colza extraites des fleurs. Celles-ci sont moulues dans un moulin à huile, produisant de l'huile et du tourteau de colza comme co-produit. L'huile subit ensuite une étape de transestérification permettant d'obtenir de l'ester-méthylque (*i.e.* du biodiesel) et de la glycérine comme co-produit.



Figure 32 – Le cycle du biodiesel à partir de graines de colza, issu de (Eppherre, Perez and Berrogain 2012).

4.1.1 Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle considérée pour ce cas d'étude est « Produire un kilogramme de biodiesel ».

4.1.2 Frontières du système

Les frontières du système étudié sont représentées dans la Figure 33 et comprennent les étapes de transport, de trituration²³ des graines et d'estérification. Le produit fini considéré est le biodiesel en sortie d'usine d'estérification. Les co-produits ne sont pas compris, tout comme le transport vers les stations-services et la combustion du biodiesel.

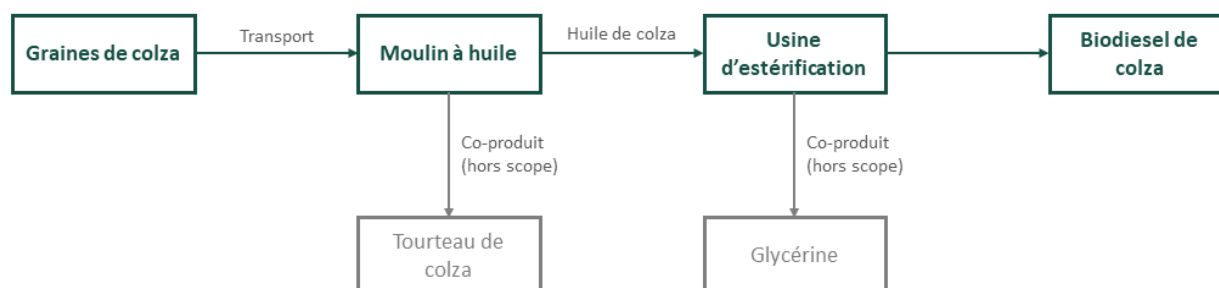


Figure 33 - Frontières du cas d'étude pour la fabrication de biodiesel à partir de colza.

4.1.3 Données d'entrée

Le procédé utilisé dans ce cas d'étude s'intitule « *fatty acid methyl ester – esterification of rape oil – CH* »²⁴ et provient de la base de données Ecoinvent (v3.9.1). Il représente la production d'un kilogramme de biodiesel de colza en Suisse et correspond aux frontières établies ci-dessus.

La Suisse a été sélectionnée sur base de la disponibilité des données d'inventaire. Pour rappel, on se focalise sur les flux élémentaires et la mise en application du modèle LANCA. Notons cependant que la Suisse n'est pas le pays du colza, ce qui peut affecter la représentativité des rendements agricoles et intrants du colza. Les autres régions « *Europe without Switzerland* » et « *Rest of the world* » ont été écartées pour les deux raisons suivantes :

- Ces deux procédés sont couplés à des FC moyennés (à échelle européenne ou mondiale) obtenus après avoir pondéré les FC de chaque pays avec leurs superficies respectives. Ainsi, dans le cadre de ce cas d'étude, afin de maximiser la transparence et la simplicité quant au calcul effectué par le modèle LANCA, un procédé lié à un seul pays est préférable.
- L'unique différence majeure entre ces trois procédés provient des mix électriques (négligeables en termes d'impact Land Use) considérés dans chacun des procédés. Autrement dit, la sélection de la région n'a pas d'influence majeure sur les flux élémentaires liés à l'utilisation des sols. Le procédé étudié utilise les mêmes flux élémentaires dans le cas de la Suisse comme dans le cas du « Reste du monde ».

4.1.4 Flux élémentaires

Les flux élémentaires d'utilisation des sols associés au procédé en question sont repris dans le Tableau 24. On remarque tout d'abord que, pour produire 1 kg de biodiesel en Suisse, les développeurs de la donnée ont considéré deux types d'occupation de sols, à savoir une terre arable, non-irriguée, dont l'une de manière intensive et l'autre de manière extensive. La granulométrie est donc de niveau 4 (niveau de précision maximal). Ce choix de granulométrie est propre aux développeurs de la donnée et est discutable. En effet, en Europe, les cultures de colza sont intensives et non pas extensives. De plus, les cultures de colza sont de plus en plus irriguées en Europe ces dernières années. Il est important d'apporter un regard critique quant aux hypothèses établies par les développeurs de la donnée.

Ces différents flux élémentaires d'occupation sont quasi-exclusivement issus de la culture de colza en amont du procédé. Les étapes de trituration et d'estérification font, certes, appel à des flux élémentaires liés à l'utilisation des sols (par exemple, l'occupation du sol par une usine d'estérification), mais en des proportions non significatives. Ces différents flux sont repris dans les lignes « *Autres* » du tableau et représentent moins

²³ La trituration des graines de colza correspond à l'opération consistant à mouler les graines pour en extraire la pulpe qui contient l'huile, puis à presser cette pulpe pour en extraire l'huile.

²⁴ Traduit : ester méthylique d'acide gras - estérification de l'huile de colza - CH

de 4% des flux élémentaires totaux. Ceux-ci ne seront donc pas considérés dans la suite des calculs pour simplifier la compréhension.

En ce qui concerne les flux élémentaires de transformation « to », on retrouve les transformations en un sol arable, non-irriguée et de manière aussi bien intensive qu'extensive, indiquant que les impacts liés au changement d'affectation des sols ont été pris en compte par les développeurs de la donnée.

On retrouve ces deux granulométries dans les flux de transformation « from », ainsi qu'un flux élémentaire « *from pasture/meadow, intensive* ». ²⁵ La présence de ce dernier n'est pas négligeable. Comme énoncé en section 2.3.5, deux flux élémentaires de transformation « to » et « from » possédant une même granulométrie au sein d'un même procédé seront associés à des FC strictement opposés et impliqueront, *in fine*, un impact de transformation nul. Dans ce cas-ci, les deux flux élémentaires « *from arable, non-irrigated, extensive/intensive* » annuleront une partie des impacts associés aux flux élémentaires « to » de même granulométrie. ²⁶ Le développeur de la donnée considère donc qu'une partie des impacts liés au changement d'affectation des sols en un champ agricole est amortie ²⁷.

L'autre partie des impacts associés aux flux élémentaires de transformation « to », défavorables pour l'environnement, seront compensés par les impacts liés au flux élémentaire « *from pasture/meadow, intensive* » favorables pour l'environnement (*i.e.* associés à un FC négatif). Avec l'ajout de ce flux élémentaire, le développeur de la donnée a considéré qu'une partie du champ de colza n'a pas été transformé à partir du PNV ²⁸, mais à partir d'un pâturage/prairie. Cela aura tendance à réduire l'impact total car il est moins défavorable de transformer un sol à partir d'une utilisation anthropique précédente (*i.e.* un pâturage) qu'à partir d'une situation naturelle de référence (*i.e.* le PNV). Si les 1.94 m² n'avaient pas été assignés aux pâturages, le modèle LANCA aurait considéré que cette superficie aurait été transformée à partir du PNV associé au biome en question.

Tableau 24 - Flux élémentaires du procédé « fatty acid methyl ester – esterification of rape oil – CH » issu de Ecoinvent (v3.9.1).

	Flux élémentaire	Valeur
Occupation (m²a)	arable, non-irrigated, intensive	4.12
	arable, non-irrigated, extensive	1.97
	<i>Autres</i>	0.17
Transformation (m²)	to arable, non-irrigated, intensive	4.57
	to arable, non-irrigated, extensive	2.18
	from arable, non-irrigated, intensive	3.24
	from pasture/meadow, intensive	1.94
	from arable, non-irrigated, extensive	1.56
	<i>Autres</i>	0.03

4.1.5 Résultats SQI

Pour rappel, afin de mesurer les impacts Land Use associés à la production de biodiesel à partir de colza, il faut associer des facteurs de caractérisation (FC) à chacun des flux élémentaires présentés dans la section précédente.

²⁵ Traduit : à partir de pâturages/prairies, intensif

²⁶ Autrement dit, les impacts de transformation seront donc mesurés en réalité à partir de 1.33 m² de « *to arable, non-irrigated, intensive* » et 0.41 m² de « *to arable, non-irrigated, intensive to arable, non-irrigated, extensive* ».

²⁷ En général, on décide de répartir les impacts liés à la transformation des sols sur la durée totale d'utilisation du sol transformé (ex. les impacts de transformation d'un m² de forêt en champ agricole sur 20 années d'utilisation de ce sol). Si le dénominateur est très grand pas rapport aux impacts liés à la transformation du sol, on les considère comme amortis. Autrement dit, on ne considère pas d'impact.

²⁸ Pour rappel, le PNV désigne le Potentiel Naturel de végétation et représente représentant l'état du sol en absence de toute intervention humaine, défini pour chaque biome à la surface du globe.

Le résultat final calculé par le modèle LANCA est exprimé dans une valeur sans dimension (Points) résultant de l'agrégation des 4 indicateurs suivants :

- Résistance à l'érosion (ER, en kg)
- Capacité d'infiltration (MF, en m³)
- Capacité de réalimentation des nappes phréatiques (GW, en m³)
- Production biotique biologique (BP, en kg)

Les FC liés à l'utilisation des sols sont calculés séparément pour chacun des 4 indicateurs et sont exprimés en des unités différentes (m³/m²a ou kg/m²a). Ces 4 valeurs ne pouvant être additionnées telles quelles, il faut les redimensionner une unité commune, à savoir en Points par unité d'occupation de sol (Pt/m²a). Pour ce faire, une méthode de redimensionnement a été établie par (De Laurentiis, et al. 2019) et a été présentée en section 3.4.4. Les FC redimensionnés sont ensuite additionnés par iso-pondération pour obtenir finalement les FC agrégés appelés Soil Quality Index (SQI) en Pt/m²a. Ces FC sont publiés par les développeurs de la méthode (De Laurentiis, et al. 2019) pour 57 flux élémentaires et 212 pays et sont ensuite implémentés par les différents logiciels ACV.

Le Tableau 25 présente la décomposition du résultat calculé par le modèle LANCA pour chacun des flux élémentaires présentés précédemment. L'addition des contributions de chacun des flux élémentaires résulte en un impact final de 375.12 Points.²⁹ On peut déjà observer que les impacts de transformation sont bénéfiques pour l'environnement (avec un score de -385.56 Pt) alors que l'occupation du sol est défavorable (760.69 Pt).

Seul, ce résultat est difficilement interprétable. Il est donc recommandé, soit de comparer ce score avec d'autres procédés similaires, soit de décomposer le résultat obtenu afin d'analyser les contributions de chacun des 4 indicateurs au score unique final.

Tableau 25 - Résultats calculés par LANCA pour la production d'un kg de biodiesel à partir de colza, calculé avec les FC SQI publiés par (De Laurentiis, et al. 2019).

	Flux élémentaire	Valeur	FC SQI (Pt/m ² a)	SQI (Pt)
Occupation	arable, non-irrigated, intensive	4.12	128.02	528.03
	arable, non-irrigated, extensive	1.97	118.32	232.66
	<i>Autres</i>	<i>0.17</i>		
Transformation	to arable, non-irrigated, intensive	4.57	1280.18	5846.02
	to arable, non-irrigated, extensive	2.18	1183.23	2580.67
	from arable, non-irrigated, intensive	3.24	-1280.18	-4153.24
	from pasture/meadow, intensive	1.94	-1449.21	-2816.17
	from arable, non-irrigated, extensive	1.56	-1183.23	-1842.85
	<i>Autres</i>	<i>0.03</i>		
Occupation				760.69
<i>Transformation "to"</i>				<i>8426.70</i>
<i>Transformation "from"</i>				<i>-8812.26</i>
Transformation				-385.56
Total				375.12

4.1.6 Résultats décomposés par indicateur

L'interprétation du SQI calculé par LANCA exprimé en Points est difficile et il est plus parlant de voir le(s) indicateur(s) le(s) plus contributeur(s) au score unique pour un même type d'utilisation de sol. Etant donné que le SQI représente la somme des 4 indicateurs redimensionnés, il est possible de décomposer cette somme afin de percevoir lequel de ces indicateurs contribue le plus au résultat final.

²⁹ Notons que le résultat présenté ici ne prend pas en compte les flux élémentaires classés dans « Autres », considérés comme négligeables.

Pour ce faire, il nous faut des FC redimensionnés (*i.e.* exprimés en Pt/m²a) pour chacun des 4 indicateurs. Il s'avère que (De Laurentiis, et al. 2019) ont uniquement publié des FC agrégés (SQI en Pt/m²a) et des FC pour chacun des 4 indicateurs (en kg/m²a ou m³/m²a selon l'indicateur). Il faut donc appliquer les étapes de redimensionnement soi-même pour obtenir les 4 indicateurs exprimés en Pt/m²a. Ces étapes ont été décrites en section 3.4.4 et reprises dans le logigramme de la Figure 22.

Après la décomposition des FC pour chacun des 4 indicateurs, on obtient les résultats présentés dans le Tableau 26 pour la production de biodiesel à partir de colza. En sommant les 4 résultats totaux, on retrouve le SQI total calculé ci-dessus.³⁰ La somme des 4 indicateurs par iso-pondération est également illustrée par un diagramme « waterfall » en Figure 34.

Cette décomposition permet tout d'abord de conclure que l'utilisation de sols pour la production de biodiesel à partir de colza est très défavorable en termes de résistance à l'érosion (ER), mais que cet impact est en partie compensé par le fait que l'utilisation de ce sol est favorable en termes de capacité de réalimentation des nappes phréatiques (GW). Ceci est en partie étonnant car un sol érodé contient moins de matière organique capable de retenir l'eau pour lui permettre de s'infiltrer mais ce point ne sera pas discuté ici.

De plus, alors que les impacts d'occupation sont relativement similaires pour les 4 indicateurs, les impacts de transformation varient fortement. En effet, la production de biodiesel à partir de colza est très néfaste en termes de résistance à l'érosion (ER), quasiment neutre pour la capacité d'infiltration (MF), et très favorable pour la capacité de réalimentation des nappes phréatiques (GW) et de production biotique biologique (BP).

En conclusion, il est recommandé de décomposer le résultat SQI calculé par LANCA en 4 sous-indicateurs, comme effectué dans ce cas d'étude, afin de mieux comprendre et interpréter les résultats se cachant derrière le SQI.

Tableau 26 - Résultats LANCA décomposés par indicateur (redimensionnés en unité de points) pour la production d'un kg de biodiesel à partir de colza.

	Flux élémentaire	ER (Pt)	MF (Pt)	GW (Pt)	BP (Pt)
Occupation	arable, non-irrigated, intensive	120.13	103.12	87.90	216.42
	arable, non-irrigated, extensive	44.48	49.16	41.90	96.90
	<i>Autres</i>	-	-	-	-
Transformation	to arable, non-irrigated, intensive	1330.00	1141.64	973.18	2396.08
	to arable, non-irrigated, extensive	493.43	545.26	464.80	1074.87
	from arable, non-irrigated, intensive	-944.88	-811.07	-691.38	-1702.27
	from pasture/meadow, intensive	-3.79	-485.81	-1118.14	-1205.48
	from arable, non-irrigated, extensive	-352.36	-389.37	-331.91	-767.56
	<i>Autres</i>	-	-	-	-
Occupation		164.61	152.27	129.80	313.32
Transformation "to"		1823.43	1686.90	1437.98	3470.95
Transformation "from"		-1301.03	-1686.25	-2141.43	-3675.30
Transformation		522.40	0.66	-703.45	-204.35
Total		687.02	152.93	-573.65	108.97

³⁰ En réalité, on observe une différence mineure de 0.04% dû à des erreurs de précision minimales dans la manipulation des données.

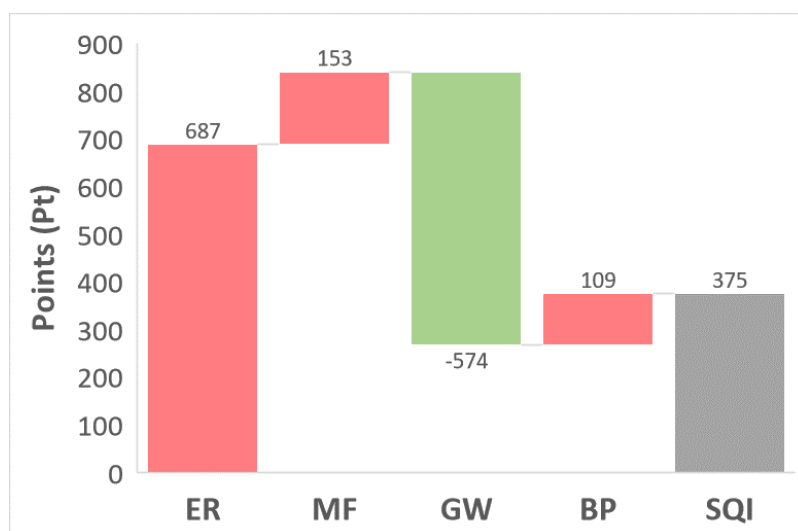


Figure 34 - Diagramme en cascade des quatre indicateurs redimensionnés. Ces 4 indicateurs sont additionnés pour former, *in fine*, le SQI final. Les indicateurs ayant un impact favorable et défavorable pour l'environnement sont indiqués en vert et en rouge, respectivement. Le SQI total est représenté en gris.

4.1.7 Résultats comparés avec d'autres procédés similaires

La décomposition du SQI en ses 4 indicateurs exprimés en Points permet une meilleure compréhension des résultats calculés par LANCA. Il est également intéressant de comparer ces résultats avec des procédés similaires, se différenciant soit par la géographie, soit par le produit lui-même.

Dans ce qui suit, trois biodiesels différents sont étudiés de la même manière que précédemment. Le colza produit en Suisse (CH) est comparé avec du soja cultivé au Brésil (BR) ainsi que de l'huile de palme produite en Malaisie (MY).³¹

Les résultats calculés par le modèle LANCA pour les trois types de biodiesels ainsi que la décomposition du SQI en ses 4 indicateurs sont représentés dans la Figure 35 et le Tableau 27. Les résultats SQI sont présentés, ainsi que les résultats décomposés par indicateurs. Les résultats de transformation « to » et « from » ne sont plus indiqués pour alléger les tableaux comparatifs.

Les SQI indiquent que la production de biodiesel à partir d'huile de palme a le plus grand impact en termes d'utilisation des sols, suivi de près par le colza. Le soja a, quant à lui, un impact significativement petit. A première vue, en observant uniquement les résultats LANCA, on aurait tendance à conclure que le biodiesel de colza est plus favorable en termes d'impacts liés à l'utilisation des sols comparé au biodiesel de palmier à huile, et que le biodiesel de soja est nettement le plus favorable des trois.

Cependant, en observant les 4 indicateurs séparément, on remarque que le colza a un impact (négatif) nettement supérieur à celui du palmier en termes de résistance à l'érosion (ER) et de capacité d'infiltration (MF). Dans le cas du colza, ces impacts défavorables sont compensés par l'impact favorable lié à la capacité de réalimentation des nappes phréatiques (GW). Comme mentionné ci-dessus, ceci est lié au choix du développeur de la donnée qui considère qu'une partie des terres transformées en champs de colza étaient, à l'origine, des pâturages intensifs et non pas le PNV. Cette transformation est donc favorable en termes de réalimentation des nappes phréatiques et contribue donc de manière significative au score unique de LANCA.

En conclusion, en excluant les impacts liés à la déforestation dont il est toujours très difficile de savoir comment elle a été prise en compte, on peut conclure que la production de biodiesel à partir de soja est largement la moins défavorable des trois types de cultures étudiés, et ce pour les 4 indicateurs.

En ce qui concerne la comparaison entre l'huile de colza et l'huile de palme, les conclusions doivent être nuancées. En termes de SQI, les résultats sont assez proches mais malgré tout en faveur du colza.

³¹ Ces géographies ont été sélectionnées sur base de la disponibilité des données Ecoinvent (v 3.9.1) et pour les mêmes raisons qu'établies ci-dessus pour le colza produit en Suisse.

Cependant, ce dernier a un impact nettement plus élevé pour 2 des 4 indicateurs évalués (ER et MF), et l'impact favorable pour la capacité de réalimentation des nappes phréatiques est discutable.

Cela revient à remettre en question la pertinence de l'iso-pondération des 4 indicateurs en un SQI effectuée par (De Laurentiis, et al. 2019). En effet, il existe des corrélations entre les différents indicateurs, qui sont négligées par l'iso-pondération. Par exemple, dans le cas du biodiesel à partir de colza, on a vu que l'utilisation du sol était très néfaste pour la capacité d'infiltration (MF). L'interprétation de ces deux résultats est la suivante : certes, les nappes phréatiques se réalimenteront davantage sous un champ de colza, mais l'eau sera moins bien filtrée et donc potentiellement de moins bonne qualité (présence de pesticides, nitrates...). Avec son iso-pondération, le modèle LANCA estime qu'il vaut mieux une eau non-filtrée et potentiellement contaminée que moins d'eau dans les nappes phréatiques. Cette appréciation est discutable et provient de l'iso-pondération effectuée par le modèle LANCA entre les 4 indicateurs.

Tableau 27 - Résultats LANCA décomposés en 4 indicateurs exprimés en Points pour la production de biodiesel à partir de trois cultures végétales différentes.

	ER (Pt)	MF (Pt)	GW (Pt)	BP (Pt)	SQI (Pt)
Colza (CH)	687.02	152.93	-573.65	108.97	375.27
Soja (BR)	14.27	2.10	12.97	46.90	76.23
Palme (MY)	228.58	3.03	88.13	121.77	441.51

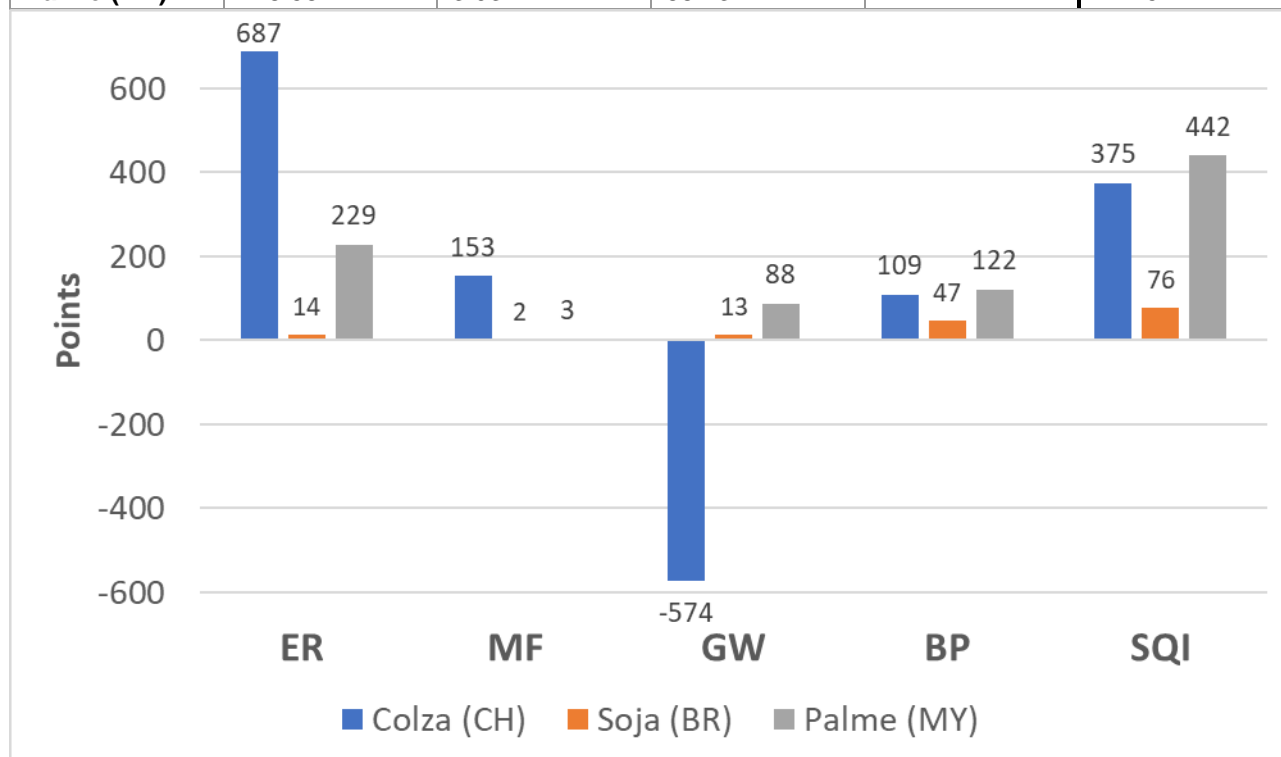


Figure 35 – Représentation graphique des résultats calculés par LANCA et décomposés en 4 indicateurs pour la production de biodiesel à partir de 3 cultures végétales différentes.

4.1.8 Conclusions, limites et perspectives

En conclusion, étant donné la difficulté d'interprétation des résultats SQI calculés par LANCA et exprimés en Points, il est recommandé de décomposer le SQI en 4 indicateurs et de comparer les résultats avec des procédés similaires.

De plus, le modèle LANCA permet bel et bien de mesurer les impacts directs liés à l'utilisation des sols pour la production de biodiesel à partir de cultures végétales. Il permet également de comparer les impacts directs entre différents biodiesels à unité fonctionnelle identique. Cependant, pour ce cas d'étude, le modèle contient certaines limites présentées ci-dessous.

Allocation entre co-produits

L'allocation des impacts liés à la production de colza entre les différents co-produits pose question de manière récurrente, surtout entre l'huile et les tourteaux. Alors que l'huile est généralement destinée soit au secteur alimentaire, soit au secteur énergétique, les tourteaux de colza sont quant à eux massivement utilisés pour l'alimentation animale. Pour 1 ha de colza cultivé, on obtient généralement 2t de tourteau et 1t d'huile. Le tourteau représente donc en moyenne 2/3 de la masse produite par une culture de colza. Il n'est pas toujours évident de déterminer quel pourcentage des impacts attribuer à l'un et l'autre produit. C'est un sujet qui porte à discussion et qui est important car, selon l'allocation des impacts (massique, énergétique ou économique), les résultats de l'ACV peuvent varier de manière significative. L'allocation entre (co-)produits est discutée en section 5.2.

Dans le présent cas d'étude, l'allocation entre le biodiesel et les différents co-produits est établie en amont de la modélisation par le producteur de la donnée, à savoir Ecoinvent dans ce cas-ci. En sortie de moulin à huile, 72.12% des impacts sont alloués à l'huile et 27.88% sont alloués aux tourteaux, sur base d'une allocation économique. En sortie d'usine d'estérification, 86.9% des impacts sont alloués au biodiesel, contre 12.9% à la glycérine et 0.2% au sulfate de potassium, sur base d'une allocation économique.

L'allocation des impacts entre les différents co-produits est donc effectuée par le producteur de la donnée et non par le développeur du modèle de caractérisation. Le modèle LANCA ne permet donc pas de faire varier les allocations. Cependant, sur base des résultats calculés, le praticien ACV peut retrouver les impacts totaux du procédé et allouer ensuite les impacts selon différents co-produits.

Dépendance envers la qualité des données et besoin de communiquer ses effets

Les résultats calculés par le modèle LANCA sont non seulement dépendant de la méthodologie de LANCA pour l'obtention de ses FC, mais aussi de la qualité des données utilisées. C'est pourquoi, il est recommandé de toujours se référer aux flux élémentaires Land Use du procédé sélectionné afin de discuter des choix des flux élémentaires définis par les développeurs de la donnée (granulométrie, pertinence des descriptions des flux, valeurs associées aux différents flux...).

Comme illustré dans le cas du colza, la présence du flux élémentaire « *from peasture/meadow, intensive* » a réduit l'impact de la production de colza de manière significative. Ces partis-pris doivent être communiqués et discutés lors de l'interprétation des résultats.

Attribution des impacts indirects

Comme mentionné précédemment, la production de biodiesel à partir d'huiles végétales est souvent controversée en raison de ses impacts indirects sur l'utilisation des terres. Bien que les tourteaux de colza issus de cette culture puissent remplacer les tourteaux de soja produits au Brésil et destinés à l'alimentation animale, ce qui peut sembler bénéfique pour l'environnement, il est important de noter que la culture de colza peut également remplacer les céréales à paille destinées à l'alimentation humaine et, dans un deuxième temps, animale en France. Étant donné que la France est exportatrice de blé, l'augmentation des surfaces céréalières pour compenser la diminution de l'exportation française se ferait donc dans d'autres pays. Ce changement d'affectation pose un défi majeur pour la culture de colza, car il conduit à une transition des cultures destinées à l'alimentation humaine et animale vers des cultures destinées à la production de biodiesel et à l'alimentation animale.

Le modèle LANCA, tout comme les autres modèles ACV présentés dans cette étude, ne prennent pas en compte les impacts indirects liés à l'utilisation d'un sol. Cependant, il existe des modèles complémentaires aux modèles ACV permettant de mesurer ces impacts indirects. Le lecteur est invité à consulter la section 3.11 abordant la modélisation des impacts de changement d'affectation des sols indirects, appelé iLUC.

4.2 Cas d'étude 2 - L'exploitation forestière pour le bois-énergie

Ce deuxième cas d'étude s'inspire en partie de l'ACV menée par l'ADEME (Logel, et al. 2022) sur le bois-énergie collectif et industriel, disponible en ligne sur <https://librairie.ademe.fr/>. Les éléments principaux pour la bonne compréhension des résultats de ce cas d'étude sont repris ci-dessous.

A l'heure actuelle, le bois-énergie d'origine forestière est en partie un co-produit du bois d'œuvre. Il est souvent question d'allocations des impacts environnementaux entre les différents (co-)produits d'une exploitation forestière. Cependant, au vu de l'augmentation du prix de l'énergie, des exploitations forestières entièrement dédiées à la production de bois-énergie sont en développement. C'est sur cette vision prospective que se base le deuxième cas d'étude pour l'application du modèle LANCA.

Différents types d'essences sont considérées. A l'heure actuelle, en France, les forêts sont composées de deux tiers de feuillus (avec, dans l'ordre décroissant en nombre, le chêne, le freine, le hêtre et le châtaignier) et d'un tiers de conifères (essentiellement des douglas et des épicéas). En raison de la meilleure disponibilité de leurs données, les exploitations de chênes et de hêtres ont été sélectionnées.

La structure de la présentation de ce deuxième cas d'étude est semblable à celle du premier cas d'étude, bien que les explications aillent plus à l'essentiel.

4.2.1 Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle pour ce cas d'étude est « Produire 1 kg de plaquettes de bois, mesurée en masse sèche ».

4.2.2 Frontières du système

Les frontières du système du présent cas d'étude sont basées sur celles de l'étude de référence (Logel, et al. 2022) et sont présentées en Figure 36. L'activité forestière débute par la préparation du site, qui inclut la plantation des arbres avec la production de semis, et comprend tous les processus liés à la gestion de la forêt tels que la préparation du sol, la plantation, l'entretien des jeunes plants, le désherbage, l'élagage, les coupes sélectives et l'abattage final pour la récolte du bois. Cette activité comprend également la transformation du bois récolté en plaquettes forestières. En outre, cela implique également l'entretien et la construction de pistes forestières.



Figure 36 - Frontières du cas d'étude portant sur l'exploitation forestière pour bois-énergie, partant de la gestion forestière jusqu'à l'étape de broyage.

Le produit final sont des plaquettes de bois humides, mesurées en masse sèche, en bord de route, prêtes à être transportées vers les plateformes de stockage où elles seront séchées. Les étapes de transport de la plateforme vers la chaufferie ne sont pas prises en compte. Une allocation de 100% au bois-énergie est considéré, dans l'hypothèse qu'avec l'augmentation du prix de l'énergie des forêts soient plantées uniquement à cette fin.

En termes d'utilisation des sols, on peut supposer que la production de la matière première (*i.e.* l'exploitation forestière) influencera les résultats de manière significative. En effet, les étapes de transport, de séchage et de criblage occuperont des surfaces nettement moins étendues et moins longtemps que l'exploitation forestière elle-même. Cette supposition a été confirmée par les auteurs de la publication : l'exploitation forestière contribue à 99.62% des impacts totaux. Cette constatation avait également été relevée lors du premier cas d'étude relatif à la production de biodiesel à partir de colza. En effet, la culture de colza était responsable de la majorité des impacts sur l'utilisation des terres. Seuls 4% des flux élémentaires étaient

associés aux autres procédés tels que la trituration et l'estérification. Par conséquent, il paraît raisonnable d'estimer que les impacts liés à l'utilisation des sols pour le bois-énergie puissent se limiter aux frontières du système présentées ici.

4.2.3 Données d'entrée

Les deux procédés utilisés dans ce cas d'étude proviennent de la base de données Ecoinvent (v3.9.1) et s'intitulent « *wood chips, wet, measured as dry mass - hardwood forestry, beech, sustainable forest management - DE* »³² pour le bois de hêtre et « *wood chips, wet, measured as dry mass - hardwood forestry, oak, sustainable forest management - DE* »³³ pour le bois de chêne.

Ces deux procédés correspondent à l'unité fonctionnelle et aux frontières établies précédemment et correspondent à une gestion sylvicole durable en Allemagne. Cette gestion sylvicole dite durable intervient sur la valeur associée aux flux élémentaires et est un choix effectué par le producteur de la donnée. Les FC de LANCA ne sont pas affectés.

4.2.4 Flux élémentaires

Les flux élémentaires des deux types de bois-énergie sont présentés dans le Tableau 28. Il s'avère que les granulométries associées aux différents flux élémentaires principaux sont identiques. Cependant, les valeurs diffèrent légèrement, l'exploitation de hêtre nécessitant plus de superficie pour produire la même quantité massique de plaquettes de bois. Comme lors du premier cas d'étude, une partie minoritaire de flux élémentaires sont classés comme « Autres » et ne sont pas comptabilisés dans la suite des calculs.

Tableau 28 - Flux élémentaires des procédés de plaquettes de bois à partir de chêne et de hêtre, issu de Ecoinvent (v3.9.1).

	Flux élémentaire	Chêne	Hêtre
Occupation (m²a)	forest, intensive	2.695	2.771
	traffic area, rail/road embankment	0.060	0.061
	<i>Autres</i>	<i>0.002</i>	<i>0.002</i>
Transformation (m²)	to forest, intensive	0.019	0.020
	from forest, intensive	0.019	0.020
	<i>Autres</i>	<i>0.003</i>	<i>0.003</i>

4.2.5 Résultats SQI

Les résultats agrégés calculés sur base des FC SQI publiés par (De Laurentiis, et al. 2019) sont présentés dans le Tableau 29. Les deux procédés faisant appel à des flux élémentaires de granulométrie et de régionalisation identiques, les FC appliqués aux deux procédés le sont également.

Dans les deux cas, les impacts totaux sont égaux aux impacts d'occupation des sols. En effet, les valeurs associées aux flux élémentaires « to » et « from » étant toutes les deux égales à 0.019 m², les deux flux élémentaires s'annulent. Les impacts de transformation du PNV vers une forêt gérée de manière intensive sont donc considérés comme amortis par les développeurs de la donnée.

Cela confirme l'hypothèse émise en section 3.9 selon laquelle deux flux élémentaires de transformation « to » et « from » associés à une valeur identique ont des impacts qui s'annulent. Il en découle naturellement que la production d'un kg de plaquettes de bois de hêtre, nécessitant plus de superficie que celles du chêne (2.77 m² contre 2.70 m²), aura un impact sur l'utilisation des sols proportionnellement plus grand (172.86 Pt contre 168.11 Pt pour le chêne). Cependant, la différence entre les deux essences est faible.

³² Traduit : copeaux de bois, humides, mesurés en masse sèche - bois de feuillus, hêtre, gestion durable des forêts – Allemagne

³³ Traduit : copeaux de bois, humides, mesurés en masse sèche - bois de feuillus, chêne, gestion durable des forêts - Allemagne

Tableau 29 - Résultats SQI calculés à partir du modèle LANCA pour la production de plaquettes de bois-énergie à partir de deux essences.

Champ	Flux élémentaire	FC SQI (Pt/m ² a)	SQI Chêne (Pt)	SQI Hêtre (Pt)
Occupation	forest, intensive	58.78	158.41	162.89
	traffic area, rail/road embankment	162.88	9.70	9.97
Transformation	to forest, intensive	587.76	11.32	11.64
	from forest, intensive	-587.76	-11.32	-11.64
Occupation			168.11	172.86
Transformation "to"			11.32	11.64
Transformation "from"			-11.32	-11.64
Transformation			0.00	0.00
Total			168.11	172.86

4.2.6 Résultats décomposés par indicateur

Les résultats décomposés par indicateur, présentés dans le Tableau 30 et la Figure 37, ne permettent pas d'obtenir plus d'informations au niveau de la comparaison entre les deux essences étudiées. Cependant, dans les deux cas, la décomposition permet de voir que la majorité des impacts sont issus de l'indicateur « Production biotique (biologique) » (BP – biotoc production) et, en deuxième place, de l'indicateur de capacité de filtration (MF - mechanical filtration). Cela fait sens, étant donné qu'une exploitation forestière possède des propriétés de résistance à l'érosion (ER - erosion resistance) et de capacité de réalimentation des nappes phréatiques (GW – groundwater regeneration) similaires à une forêt primaire ou, du moins, non exploitée. Cependant, étant donné qu'un seul type d'arbre sera présent sur la parcelle étudiée, cela aura un impact sur la production biotique. Les résultats semblent donc être cohérents.

Tableau 30 - Résultats LANCA décomposés en 4 indicateurs exprimés en Points (Pt) pour la production de plaquettes de bois-énergie à partir de deux essences différentes.

	Flux élémentaire	ER (Pt)		MF (Pt)		GWR (Pt)		BP (Pt)	
		Chêne	Hêtre	Chêne	Hêtre	Chêne	Hêtre	Chêne	Hêtre
Occupation	forest, intensive	0.02	0.02	13.48	13.86	0.00	0.00	144.65	148.74
	traffic area, rail/road embankment	0.00	0.00	2.98	3.06	1.12	1.16	5.58	5.74
Transformation	to forest, intensive	0.00	0.00	0.96	0.99	0.00	0.00	10.33	10.63
	from forest, intensive	0.00	0.00	-0.96	-0.99	0.00	0.00	-10.33	-10.63
Occupation		0.02	0.02	16.45	16.92	1.12	1.16	150.24	154.48
Transformation		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Total		0.02	0.02	16.45	16.92	1.12	1.16	150.24	154.48

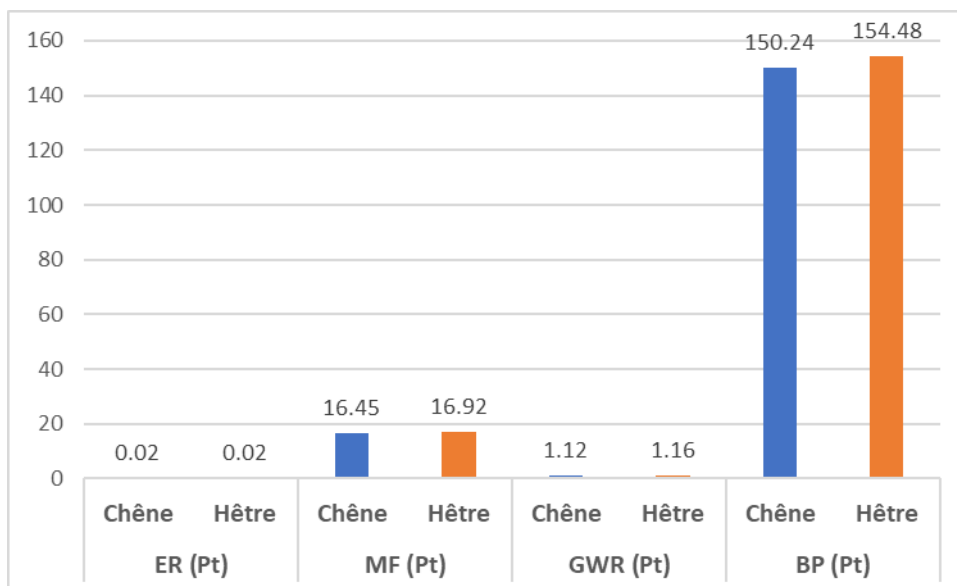


Figure 37 – Résultats LANCA décomposés en 4 indicateurs exprimés en Points (Pt) pour la production de plaquettes de bois-énergie à partir de deux essences différentes.

4.2.7 Conclusions, limites et perspectives

Ce deuxième cas d'étude permet de compléter et de valider certaines conclusions tirées à la fin du premier cas d'étude portant sur la production de biodiesel à partir d'huiles végétales. Notamment, la décomposition du SQI en 4 indicateurs, exprimés en Points, et la comparaison entre différents procédés similaires permettent de mieux comprendre et interpréter les résultats du modèle LANCA. Dans le cas de l'exploitation forestière pour bois-énergie, il apparaît que les deux essences étudiées ont des impacts relativement similaires envers les 4 services écosystémiques caractérisés par LANCA.

Comme dans le premier cas d'étude, il est important de noter que la précision et la fiabilité des résultats dépend non seulement des FC publiés par LANCA, mais aussi de la qualité et des hypothèses liées à la production de la donnée utilisée. Dans le cas où un praticien ACV souhaiterait mettre en avant les avantages et/ou les problématiques d'un type d'exploitation forestière, il serait plus facile pour celui-ci de modifier la donnée utilisée (*i.e.* la valeur associée aux flux élémentaires) plutôt que le FC publié par le modèle. Il s'agit donc d'une limite du modèle LANCA, ne permettant pas au praticien d'établir un FC propre à son cas d'étude. Ceci est dû au nombre élevé de variables à définir pour chacun des 4 indicateurs. C'est notamment la raison pour laquelle il est possible d'utiliser des données provenant de différentes BDD, alors que le FC associés aux flux élémentaires seront toujours ceux publiés par les développeurs du modèle LANCA.

Par ailleurs, la méthode LANCA a été critiquée par l'industrie du papier et de la forêt, au point de ne pas avoir été retenue, en accord avec la Commission européenne, pour le PEFCR produits en papier intermédiaire. En effet, le PEFCR cite que « *l'indicateur agrégé (...) a une capacité limitée à capturer la nature spécifique de la gestion forestière dans les forêts semi-naturelles (...). Par conséquent, le résultat de l'impact de l'utilisation des terres dans les calculs actuels du PEFCR doit être traité avec prudence. La méthode LANCA elle-même est mieux à même de saisir les impacts positifs et négatifs à long terme de la sylviculture commerciale sur l'utilisation des terres forestières, mais elle doit être réévaluée par rapport aux modèles de gestion forestière.* » Une décomposition de l'indicateur, agrégé en 4 sous-indicateurs exprimés en Points, permet de mieux comprendre les impacts liés à un type de gestion forestière. Une solution serait également d'augmenter le niveau de précision dans la granulométrie des flux élémentaires liés à l'utilisation des forêts, se limitant aux niveaux 1 et 4 de la classification présentée en section 2.3.4, mais n'abordant pas le niveau 3 correspondant à la gestion du sol.

Pour terminer, il est important d'être conscient que les enjeux de l'utilisation des sols sont complexes et qu'il y a un risque à utiliser les résultats LANCA tels quels. La simplicité d'utilisation du résultat agrégé ne peut pas être une raison suffisante pour s'affranchir d'une analyse de chacun des facteurs contributeurs et de la qualité des données et des hypothèses de modélisation.

4.3 Conclusions à propos du modèle LANCA

En conclusion, les points forts, limites et recommandations d'utilisation quant au modèle LANCA sont listés ci-dessous.

Points forts

- Caractéristiques de LANCA
 - Couvre 4 services écosystémiques
 - Granulométrie allant jusqu'au plus haut niveau de précision (niveau 4)
 - Couvre l'occupation et la transformation des sols
 - Régionalisation à échelle nationale et mondiale
- Application de LANCA
 - Facilité de mise en œuvre
 - Possibilité de mener des ACV comparatives entre différents procédés similaires
 - Possibilité de mesurer l'impact de changement d'affectation des sols par rapport à une utilisation anthropique précédente
 - La disponibilité des FC agrégés permet une application simple du modèle

Limites

- Caractéristiques de LANCA
 - Interprétation difficile des résultats exprimés en « Points »
 - L'agrégation des 4 indicateurs par iso-pondération peut être source d'incohérences
 - Impacts indirects liés à l'utilisation d'un sol non-comptabilisés
 - Pas de prise en compte des impacts envers la biodiversité
 - Pas de prise en compte directe de déstockage/stockage de carbone (bien qu'une implémentation du modèle SOC dans LANCA soit possible)
- Application de LANCA
 - Les FC des 4 indicateurs adimensionnalisés en Points ne sont pas publiés, rendant la décomposition des résultats plus compliquée
 - Forte dépendance de la fiabilité des résultats envers la qualité de la donnée utilisée, en plus de la qualité du modèle de caractérisation
 - FC insuffisamment précis pour mettre en valeur certaines stratégies d'occupation bénéfiques pour les sols

Recommandations

Lors de l'utilisation du modèle LANCA dans le cadre d'une ACV, il est recommandé de suivre les étapes suivantes :

1. Choisir une base de données adéquate au secteur d'intervention (agricole, minier...)
2. Prendre connaissance des flux élémentaires des données d'inventaire et des hypothèses prises par le développeur de la donnée (impacts amortis, type d'utilisation de sol...)
3. Appliquer le modèle LANCA au procédé sélectionné et obtenir les résultats SQI
4. Décomposer les résultats en 4 indicateurs exprimés en Points pour plus de clarté
5. Comparer les résultats avec d'autres procédés similaires (pas nécessairement les mêmes flux élémentaires ou la même zone géographique)
6. Compléter l'évaluation avec une prise en compte des éventuels impacts indirects liés à l'utilisation du sol évalué avec un modèle adéquat
7. Compléter l'évaluation avec une prise en compte des impacts de l'utilisation des sols envers la biodiversité au moyen, par exemple du modèle SAR
8. Conclure sur l'impact de l'activité étudiée

5 Partie C - Prise en compte de la ressource foncière

Cette troisième partie se focalise sur la gestion de la ressource foncière par les entreprises. L'objectif est de sortir du cadre théorique de l'utilisation des sols et de répondre à différentes problématiques face auxquelles les entreprises peuvent être confrontées. Certaines problématiques ont déjà été introduites dans les sections précédentes. En pratique, il s'agit de répondre à la série de questions pratiques suivante :

1. Comment les bases de données ACV peuvent contribuer à la mise en place efficace de la réglementation Zéro Artificialisation Nette (ZAN) ?
2. En ACV, comment peut-on partager les impacts liés à l'utilisation d'un sol entre plusieurs utilisateurs ?
3. Comment est pris en compte le déstockage/stockage de carbone (temporaire ou non) dans les sols ?
4. Dans quelle mesure les bénéfices de certaines stratégies d'occupation des sols – permettant de limiter la dégradation des fonctions du sol – sont-ils mis en évidence avec les méthodes ACV existantes ?
5. En quoi des modèles non-ACV mesurant l'impact lié à l'utilisation des sols comme GLOBIO se différencient-ils des modèles ACV présentés ?

5.1 La réglementation Zéro Artificialisation Nette

L'artificialisation des sols a augmenté de 72% ces quatre dernières décennies. En 2018, 42% de l'artificialisation des sols en France métropolitaine était due à la construction de nouveaux habitats, contre 28% pour les infrastructures de transport, 16 % pour les infrastructures de services et loisirs et 14% pour le foncier économique. (ADEME 2022)

C'est dans ces conditions qu'est née la réglementation « Zéro Artificialisation Nette » (ZAN), reprise dans la loi Climat et Résilience n°2021-1104 du 22 août 2021. L'objectif de la ZAN est d'obtenir :

- Une artificialisation nette des sols de 0% en 2050
- Une baisse de 50% de l'artificialisation d'ici 2030

Pour la mettre en place, les maires des communes réalisent un suivi de l'artificialisation tous les 3 ans, et un rapport national relatif à l'évaluation de la politique ZAN est publié tous les 5 ans.

Après une présentation des indicateurs et bases de données utilisés par la ZAN, il s'agira d'examiner comment les bases de données ACV peuvent permettre la mise en œuvre efficace de la réglementation Zéro Artificialisation Nette (ZAN).

5.1.1 La distinction entre un sol artificialisé et non-artificialisé

L'objectif derrière la réglementation ZAN est que toute surface artificialisée doit être compensée par une désartificialisation de cette même surface autre part sur le territoire français. Le bilan total doit être au minimum nul, mais la ZAN ne met pas fin à l'artificialisation des sols en soi.³⁴

Afin de mesurer l'artificialisation nette en France sur une année, il faut tout d'abord définir quels types de surfaces sont considérées comme artificialisées ou non. Pour ce faire, la réglementation ZAN considère d'une part les surfaces suivantes comme étant artificialisées :

- Les surfaces imperméabilisées (ex. bâtis, revêtements, routes, parkings)
- Les surfaces stabilisées et compactées (ex. chemins de terre, digues, murs de soutènement...)
- Les surfaces constituées de matériaux composites (décharges, chantiers...)

D'autre part, les surfaces non-artificialisées sont les suivantes :

- Surfaces naturelles : nues (sables, galets, roches...) ou couvertes d'eau
- Surfaces végétalisées : surfaces cultivées ou constituant un habitat naturel

La distinction entre les surfaces (non-)artificialisées de la ZAN est assez vague et peut donner lieu à des résultats différents selon l'interprétation du recenseur.

³⁴ Conceptuellement, cela revient à l'équation : Artificialisation + Désartificialisation = 0

5.1.2 Les bases de données utilisées par la ZAN

Une fois cette distinction faite, il faut mesurer l'évolution de l'artificialisation des sols en France, année par année. Pour ce faire, il existe plusieurs bases de données (BDD) qui, sur base d'images satellitaires, permettent de mesurer la quantité totale de surfaces (non-)artificialisées en France pour différentes années.

Parmi les BDD les plus utilisées en France, on retrouve notamment (Cerema Nord-Picardie 2019) :

- Corine Land Cover (CLC)
- Terruti-Lucas,
- Les bases de données SAFER
- Les enquêtes agricoles (Agreste-MAAF)
- Les Fichiers fonciers.

Cependant, le choix d'une de ces bases de données n'est pas neutre. En effet, les résultats de l'artificialisation peuvent varier d'un facteur 1 à 4 selon la BDD utilisée. (AUAT 2021) Ces différences importantes proviennent de 4 facteurs listés ci-dessous :

- L'absence de consensus au niveau de la définition de surface artificialisée par la ZAN libre l'interprétation de la définition par la BDD et cela peut entraîner une divergence de point de vue pour de nombreux cas spécifiques. En effet, il existe une certaine ambiguïté pour la classification de certains espaces tels que les golfs, les terrains militaires, les carrières, les bâtiments agricoles, et bien d'autres.
- La temporalité, *i.e.* la date de prise en compte de l'artificialisation, sélectionnée par la BDD peut également avoir un impact sur le résultat final. Par exemple, considère-t-on l'artificialisation d'un champ agricole à partir du moment où le terrain n'est plus exploité, au moment du terrassement ou lorsque la première maison est construite ?
- La taille minimale de la maille utilisée par la BDD satellitaires peut également avoir un impact sur la précision des résultats. Elle doit être suffisamment fine (à échelle de 0.5-1 ha). Autrement, de nouveaux petits quartiers ou des zones d'entrepôts en milieu rural, par exemple, ne seront pas comptabilisés dans l'artificialisation nette.
- Enfin, il faut une mise à jour régulière (au moins annuelle) des données satellitaires afin de suivre l'évolution de l'artificialisation de manière rigoureuse. (Cerema Nord-Picardie 2019)

5.1.3 Liens entre ZAN et ACV

Après avoir présenté la réglementation ZAN, les bases de données satellitaires utilisées et les limites quant au recensement des surfaces artificialisées, les contributions potentielles de l'ACV envers la ZAN sont étudiées.

Tout d'abord, il est clair que l'ACV ne permet pas d'aider les entreprises et les politiques à la mesure de l'artificialisation des sols en France au fil du temps. Bien que les bases de données ACV permettent une distinction aisée entre surfaces (non-)artificialisées grâce à leur granulométrie, elles possèdent une taille minimale de maille bien trop grande³⁵ pour la mesure de l'artificialisation à échelle communale.

Cependant, les BDD ACV peuvent permettre à la réglementation ZAN et à ses bases de données de gagner en cohérence dans l'interprétation des résultats. En effet, les forêts et les golfs sont actuellement considérés comme des surfaces non-artificialisées par les BDD satellitaires (Cerema Nord-Picardie 2019). Ainsi, la ZAN considère ces deux types d'utilisation des sols comme étant aussi favorables pour l'environnement. Cet exemple illustre le problème lié au caractère binaire de la ZAN selon lequel déforester pour la construction d'un golf n'aurait aucun impact en termes d'artificialisation des sols.

De plus, la ZAN telle que définie à l'heure actuelle considère que la transformation d'un sol artificialisé vers un autre plus favorable pour l'environnement (ex. la transformation d'un aéroport en un champ de panneaux photovoltaïques) n'aurait aucun impact en termes d'artificialisation.

³⁵ Pour rappel, en fonction de la régionalisation du modèle de caractérisation utilisé, les moyennes nationales se font sur base des écorégions ou des biomes présents dans le pays comme présenté (cf. section 2.3.3).

Ce genre de problématiques pourraient être évitées en cas d'hierarchisation des types d'utilisation des sols (artificialisés et non-artificialisés). Sur base des impacts calculés à partir de différents modèles ACV (ex. LANCA pour les services écosystémiques, SAR pour la biodiversité), on pourrait imaginer différents facteurs de pondération associés aux types d'utilisation des sols détectés par les images satellites.

Ainsi, au lieu de simplement soustraire les surfaces désartificialisées des surfaces artificialisées, on pourrait imaginer une pondération entre les types d'artificialisation et de désartificialisation mises en place sur le territoire.

En conclusion, l'élaboration et l'utilisation de facteurs de pondération à partir de données ACV permettraient un recensement plus cohérent en termes d'impacts environnementaux et la mise en place d'un consensus final au niveau de la définition de surface artificialisée par les différentes BDD satellitaires. Les données ACV seraient donc utilisées par les politiques publiques pour une mise en place plus raisonnée de la ZAN et non par les entreprises à qui il est demandé de recenser les types d'utilisation des sols. Notons finalement que la réglementation « Défrichement », dans le cadre de la « loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt n°2014-1170 » du 13 octobre 2014 établit des règles qui pourraient suppléer les règles de la ZAN en matière de défrichement.

5.2 Partage d'impacts entre plusieurs utilisateurs d'un même sol

Lorsque l'utilisation d'un sol génère deux ou plusieurs produits destinés à être achetés ou utilisés, les impacts environnementaux liés à l'utilisation de ce sol doivent être répartis entre ces différents produits.

Par exemple, un élevage de poules avec des panneaux photovoltaïques (PV) sur le toit de l'installation produit des œufs, de la viande et de l'électricité. En ACV, la question se pose alors de savoir à quel (co-)produit allouer quelle proportion des impacts liés à l'utilisation d'un même sol.³⁶

A cette fin, l'ADEME a hiérarchisé quatre règles de décisions sous la forme d'un logigramme afin d'établir une démarche commune, inter-secteur, évitant le double-comptage ou la disparition d'impacts. Ce logigramme, présenté en Figure 38, s'applique non seulement à la catégorie d'impact liée à l'utilisation des sols mais également aux autres catégories d'impact ACV, non-abordées dans le cadre de cette étude.

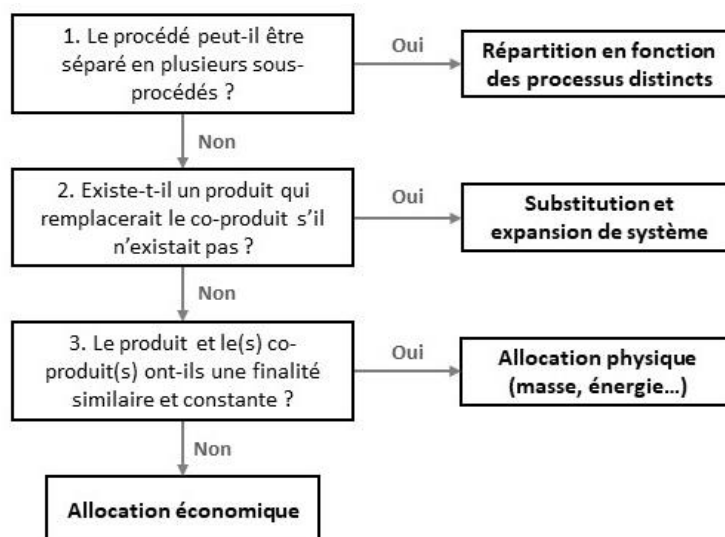


Figure 38 - Logigramme présentant les règles de décision portant sur le partage d'impacts entre (co-)produits issus de l'utilisation d'un même sol, inspiré de (ADEME 2014).

³⁶ Cette problématique avait été introduite en section 4.1 lors du premier cas d'étude de l'application du modèle LANCA portant sur la fabrication de biodiesel à partir de graines de colza). La question était de savoir comment allouer les impacts liés à l'utilisation des sols entre le biodiesel, les tourteaux de colza et la glycérine issue du procédé d'estérification.

5.2.1 Règles de décision pour le partage d'impacts

Les quatre règles de décision présentées dans le logigramme par l'ADEME sont compatibles avec la norme ISO 14044 et 14049. Le choix de la règle doit respecter l'ordre préconisé. (ADEME 2014) La description des quatre règles est illustrée par l'exemple d'un élevage de poules avec des PV sur le toit de l'installation cité précédemment.

Premièrement, et de manière assez instinctive, si le procédé peut être séparé en **plusieurs sous-procédés** pouvant être affectés à l'un ou l'autre des co-produits, alors on répartit simplement les impacts en fonction des procédés distincts.

Dans notre exemple d'élevage de poules avec des PV, si la surface totale occupée par l'installation peut être divisée en $x \text{ m}^2$ pour les PV et $y \text{ m}^2$ pour l'élevage de poules, alors on pourrait simplement répartir les impacts selon ces deux surfaces. Cependant, il n'est pas toujours aussi simple de séparer une utilisation de sol en plusieurs sous-surfaces occupées.

Deuxièmement, s'il existe un produit remplaçant le co-produit si ce dernier n'existait pas, alors on peut substituer le co-produit par celui-ci et appliquer une expansion de système. Cela revient à calculer les impacts évités grâce à la production du co-produit.

Dans notre exemple d'élevage de poules, on pourrait substituer les $x \text{ kWh/an}$ d'électricité produite par les PV avec $x \text{ kWh/an}$ d'électricité produite par le mix électrique du pays dans lequel l'élevage se trouve. Il est cependant relativement difficile de mesurer l'impact de l'utilisation des sols de toutes les sources d'énergie d'un pays par kWh et par an. Cette deuxième option est donc écartée dans notre exemple.³⁷

Troisièmement, si le produit et le(s) co-produit(s) ont une finalité similaire et constante, alors on répartit les impacts sur base de la relation physique reflétant l'utilisation des (co-)produits (ex. masse, énergie, protéines...).

Dans notre exemple, les œufs et la viande de poulet ont une finalité similaire et constante (toujours en tant qu'alimentation humaine). On pourrait alors penser à une allocation massique ou protéique. Cependant, la finalité n'est pas la même qu'avec les PV qui a comme finalité de fournir de l'électricité. Une allocation physique n'est donc pas d'application dans notre exemple.

La constance du co-produit est également un critère important à prendre en compte et signifie que le co-produit doit avoir une finalité clairement définie dans le temps. Dans le cas de la production de colza, l'huile de colza n'a pas une finalité constante car la proportion utilisée dans le secteur alimentaire ou énergétique peut varier en fonction de plusieurs paramètres économiques.

Quatrièmement, si les trois premières règles ne sont pas d'application, une affectation économique des impacts des (co-)produits doit être mise en place. De manière similaire à l'affectation physique, on répartit les impacts selon la valeur ajoutée séparée des (co-)produits. C'est bien la marge sur les produits qui doit être prise en compte et non le prix de vente, car c'est elle qui motive différents acteurs à partager l'utilisation d'un sol.

Dans notre exemple, c'est donc cette approche qui devrait être utilisée pour allouer les impacts de l'utilisation d'un sol entre les œufs, la viande et l'électricité produite. Les valeurs ajoutées séparées des différents (co-)produits peuvent provenir de différentes sources telles que :

- Bases de données ACV (Ecoinvent)
- Données institutionnelles (FAOstat, EU SOIL OBSERVATORY, Eurostat, INSEE, Agreste, VisioNet, AGRIMER)
- Marchés d'échanges et financiers (GRAIN Wiz, Terre-net, Plein champs)
- Etudes filières (OIL WORLD, USDA, U.E)

Des exemples d'allocations économiques sont présentées dans la norme ISO 14049:1012 et dans (Together for Sustainability 2022).

³⁷ Cette deuxième règle s'appliquerait par exemple dans le cas d'une usine de vêtements vendant ses chutes pour faire du rembourrage de fauteuils à la place de fibres synthétiques. Dans ce cas, l'impact des vêtements (produit) se calcule en soustrayant l'impact généré par la production de fibre synthétique de l'impact total du site de production et du cycle de vie des vêtements. L'impact des chutes (co-produit) serait alors égal au reste, c'est-à-dire à l'impact de la production de fibre synthétique.

5.2.2 Conclusions sur le partage d'impacts

En conclusion, il est recommandé à toute praticienne et tout praticien ACV de suivre ce logigramme en cas de partage des impacts liés à l'utilisation d'un sol entre plusieurs utilisateurs. Ce logigramme inspiré des travaux de (ADEME 2014) est initialement focalisé sur le secteur agricole mais, étant donné sa conformité à la norme ISO 14044 et 14049, il s'applique à tous les secteurs (industriels, transport, immobilier...).

Si plusieurs règles de décisions sont d'application (deux règles différentes, deux critères physiques applicables...), il est fortement recommandé de réaliser une analyse de sensibilité pour démontrer les conséquences de l'utilisation d'une règle plutôt qu'une autre.

5.3 Prise en compte du stockage/déstockage de carbone dans les sols

La prise en compte du stockage/déstockage de carbone dans les sols par les modèles ACV est un enjeu important car les sols peuvent jouer un rôle important dans la régulation du cycle du carbone en stockant le carbone atmosphérique via les plantes et les micro-organismes du sol. L'initiative « 4 pour 1000 » lancée lors de la COP21 en 2015 a pour objectif d'augmenter chaque année de 0.4%/an la quantité de carbone stockée dans les sols (sur l'horizon 0-2 m) agricoles, forestiers et les prairies à travers le monde afin d'améliorer la fertilité des sols, à augmenter la résilience des écosystèmes et à compenser partiellement les émissions de gaz à effet de serre en accroissant chaque année les stocks de carbone dans les sols plutôt que dans l'atmosphère. (INRA 2019)

A l'heure actuelle, seuls certains modèles de caractérisation présentés dans le cadre de cette étude étudient le stockage/déstockage de carbone associé à l'utilisation d'un sol. D'une part, le modèle Soil Organic Carbon (SOC), développé par (Brandão and Milà i Canals 2013) et présenté en section 3.3 mesure l'évolution du contenu en carbone organique dans le sol pour différents types d'utilisation de sols. D'autre part, le modèle IPCC2013 présenté en section 3.7 mesurent l'impact du stockage/déstockage de carbone associé à une utilisation de sol sur le changement climatique.

Les autres modèles de caractérisation tels que SAR et LANCA ne comptabilisent pas le stockage/déstockage de carbone. Comme proposé par (R. Horn, et al. 2021), il existe une méthodologie permettant d'obtenir des facteurs de caractérisation supplémentaires pour le SOC en plus des 4 FC publiés par le modèle LANCA.

En conclusion, tous les modèles ACV ne considèrent pas nécessairement le stockage/déstockage de carbone lié à l'utilisation d'un sol. Le lecteur est invité à parcourir les sections 3.3 et 3.7 portant sur deux modèles comptabilisant le stockage/déstockage de carbone, *i.e.* les modèles SOC et IPCC2013, respectivement. De plus, une méthodologie publiée par (R. Horn, et al. 2021) permet d'associer le modèle LANCA avec des facteurs de caractérisation liés au stockage/déstockage de carbone (section 5.2 du document).

5.4 Stratégies d'occupation limitant la dégradation des sols

Il existe de nombreuses stratégies d'occupation des sols permettant, tout secteur confondu, de limiter la dégradation d'une ou plusieurs fonctions du sol. Ces stratégies peuvent inclure des pratiques agricoles durables, telles que la rotation des cultures et la gestion de la fertilité du sol, ainsi que des pratiques d'aménagement du territoire, telles que la préservation des zones humides ou à haute capacité de stockage de carbone et la limitation de l'expansion urbaine. L'utilisation de couvertures végétales, l'agroforesterie et la réduction de la compaction du sol sont également des stratégies efficaces pour limiter la dégradation des fonctions du sol.

Cependant une stratégie d'occupation peut être bénéfique pour une certaine fonction du sol mais néfaste pour d'autres. Il est donc important de prendre en compte toutes les fonctions du sol et les interactions entre les celles-ci, afin de poser le pour et le contre d'une stratégie d'occupation en matière d'impacts environnementaux. Par exemple, certaines pratiques agricoles peuvent améliorer la fertilité du sol, mais peuvent également causer une érosion accrue du sol si elles ne sont pas correctement gérées. De plus, l'aménagement du territoire peut préserver la biodiversité et les écosystèmes, mais peut également affecter négativement la qualité de l'eau si des pratiques inadaptées sont mises en place.

Il est donc nécessaire d'adopter une approche intégrée et systémique pour évaluer les impacts d'une stratégie d'occupation sur une liste de fonctions du sol cherchant l'exhaustivité. A cette fin, un guide pratique en cinq

étapes est établi ci-dessous, permettant aux praticiens ACV d'évaluer les bénéfices associés à une stratégie d'occupation visant à limiter la dégradation des fonctions du sol.

1. Déterminer une stratégie d'occupation visant à limiter la dégradation des fonctions du sol à évaluer
2. Identifier les fonctions du sol qui pourraient être affectées par la stratégie d'occupation sélectionnée
3. Utiliser des modèles ACV pour quantifier les impacts de la stratégie d'occupation sur les fonctions du sol identifiées
4. Pour les fonctions du sol ne pouvant pas être évaluées au moyen de modèles ACV, déterminer qualitativement les impacts de la stratégie d'occupation sur ces fonctions
5. Synthétiser les résultats des évaluations quantitatives (en les pondérant sur base d'une métrique³⁸) en parallèle des évaluations qualitatives pour conclure sur l'impact global de la stratégie d'occupation sur les fonctions du sol.

Une liste non-exhaustive des fonctions du sol présentées en section 2 est représentée en Figure 39. A chaque fonction du sol est associé un modèle de caractérisation ACV présenté dans la section 3 le cas échéant.³⁹

Si aucun modèle ACV ne permet de quantifier l'impact d'une stratégie d'occupation, ou si le modèle de caractérisation n'est pas adapté à la stratégie d'occupation, alors une évaluation qualitative doit être appliquée à la fonction du sol évaluée.

Ces évaluations qualitatives sont relativement peu utilisées en ACV à l'heure actuelle. Il n'existe pas de méthodologie de référence. Le praticien est donc invité à construire une méthodologie sur base de son étude. Un exemple de méthodologie permettant l'évaluation qualitative des impacts a été réalisé dans le cadre d'une étude ADEME portant sur l'abandon de sacs plastiques dans la nature. (Lhotellier, Logel and Decos 2019)

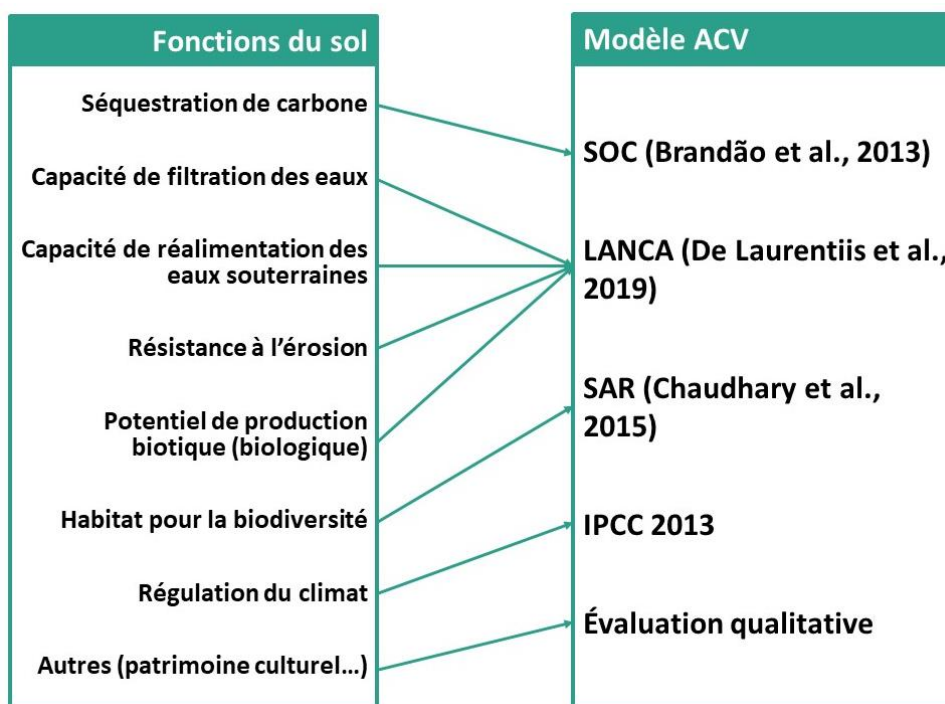


Figure 39 - Liste non-exhaustive des fonctions du sol et des modèles ACV pour la quantification d'impacts liés à l'utilisation d'un sol.

³⁸ Toute analyse de stratégie nécessite une métrique permettant d'évaluer les différents impacts sur une même échelle. Dans le cas des stratégies d'occupation, cette métrique est à développer.

³⁹ Il est important de noter que la méthode de calcul doit être appliquée (et adaptée si besoin) à la stratégie d'occupation en question. Il ne s'agit pas nécessairement de reprendre les facteurs de caractérisation publiés par les développeurs du modèle.

5.5 Différence entre modèles ACV et non-ACV

Les modèles de caractérisation ACV présentés dans cette étude ne sont pas les seuls à mesurer l'impact environnemental de l'utilisation des sols. Il existe également des approches simplifiées (appelées « modèles non-ACV » dans le cadre de cette étude) qui permettent d'évaluer l'impact de l'utilisation des sols de manière rapide. C'est un avantage comparé aux modèles ACV qui sont des approches plus complexes et qui prennent donc forcément plus de temps.

Parmi ces modèles non-ACV, GLOBIO est un modèle permettant d'évaluer l'impact des activités humaines sur la biodiversité à l'échelle mondiale à travers l'indicateur MSA (Mean Species Abundance, en anglais). GLOBIO 4, publiée en 2019, est la quatrième et dernière version du modèle et mesure l'intégrité locale de la biodiversité terrestre à travers 6 pressions humaines, *i.e.* l'utilisation des terres, les perturbations routières, la fragmentation, la chasse, les dépôts atmosphériques d'azote et le changement climatique. Au moyen de bases de données satellitaires⁴⁰, les surfaces occupées à la surface du globe sont comptabilisées et classées par type d'utilisation afin d'y associer un impact pour chacune des 6 pressions humaines. Ceci résulte en des cartes géographiques, comme présenté en Figure 40, de l'impact humain sur la biodiversité et les écosystèmes à l'échelle régionale ou globale. (Schipper, et al. 2020)

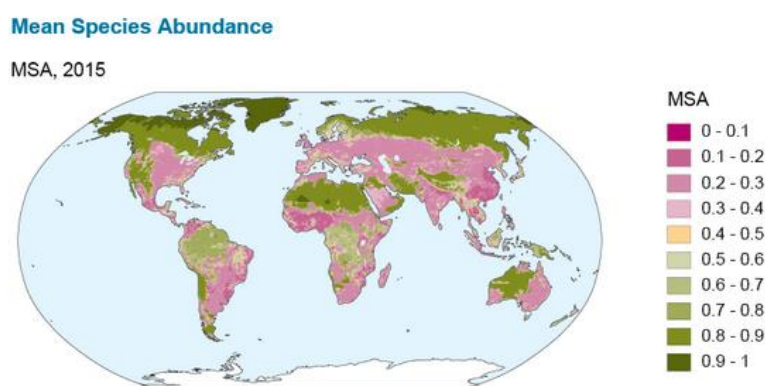


Figure 40 - Carte géographique représentant le MSA calculé en 2015 par GLOBIO à travers le monde. Un MSA de 1 représente une biodiversité et un écosystème intacts. (Schipper, et al. 2020)

GLOBIO 4 se différencie donc des modèles de caractérisation ACV présentés dans le cadre de cette étude. En effet, GLOBIO 4 mesure les impacts de 6 pressions humaines – parmi lesquelles fait partie l'utilisation des sols – sur la biodiversité à échelle régionale et mondiale (comme représenté en Figure 41). Les modèles de caractérisation tels que LANCA ou SAR présentés dans cette étude ne se focalisent uniquement sur les impacts liés à l'utilisation des sols, soit sur les services écosystémiques, soit sur la biodiversité. Leurs résultats ne sont donc pas comparables avec ceux fournis par GLOBIO. De plus, il semble que GLOBIO ne considère que les impacts liés à l'occupation des sols, négligeant la transformation des sols.

⁴⁰ Comme celles présentées dans la section 5.1 portant sur la réglementation Zéro Artificialisation Nette.

Model structure of GLOBIO

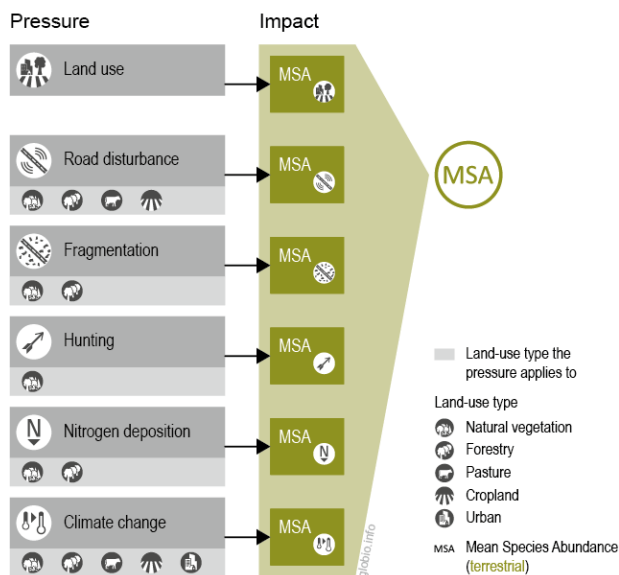


Figure 41 - Représentation du modèle de calcul de l'indicateur MSA par GLOBIO 4, issu de (GLOBIO 2023).

Pour conclure, GLOBIO a l'avantage d'être simple d'utilisation et de publier des impacts régionaux facilement interprétables par le commun des mortels. Cependant, le modèle ne présente pas la même précision ni la même rigueur dans ses résultats car il se focalise uniquement sur les impacts sur la biodiversité et n'aborde pas les services écosystémiques. Il est donc recommandé de ne pas se limiter aux résultats présentés par GLOBIO. Cependant, il peut être intéressant d'utiliser GLOBIO 4 pour se donner une première idée quant à l'impact de l'utilisation d'un sol dans une zone géographique définie avant de commencer une ACV ou pour comparer les résultats finaux de l'ACV avec ceux de GLOBIO 4.

6 Logigramme général de prise de décision

Sur base des différentes thématiques abordées au cours de cette étude, un logigramme est présenté Figure 42. Celui-ci est destiné à guider le praticien ACV souhaitant mesurer les impacts liés à l'utilisation des sols d'une activité ou d'un procédé.

La première étape consiste en la définition de l'unité fonctionnelle et des frontières du système, comme lors des cas d'études pour l'application du modèle LANCA (section 4).

Ensuite, les données d'inventaires doivent être judicieusement sélectionnées. Pour ce faire, il faut d'abord choisir une base de données adéquate au secteur et à la région étudiée. Une analyse de différentes données (section 3.9) peut aider aux choix de la BDD. Ensuite, une fois la donnée judicieusement sélectionnée sur base de la description et des procédés unitaires, les flux élémentaires doivent être analysés (sections 3.9 et 4). Il s'agira notamment de vérifier que le niveau de précision de la granulométrie atteigne idéalement le niveau 4, que la régionalisation soit en accord avec le procédé à modéliser, que les impacts de transformation aient judicieusement été amortis ou non (si les flux « to » et « from » d'une même granulométrie sont associés à une même valeur), et si ces valeurs semblent être cohérentes. Troisièmement, les allocations d'impacts entre co-produits doivent être discutées le cas échéant. Soit le développeur de la donnée l'a déjà effectuée, dans quel cas l'allocation doit être vérifiée et amendée si besoin, soit l'allocation doit être réalisée par le praticien. Dans ce cas, le praticien est invité à suivre le logigramme présenté en section 5.2.

Une fois la donnée sélectionnée, on passe au calcul des différents impacts liés à l'utilisation des sols de l'activité en question. Pour ce faire, et afin de couvrir un maximum d'impacts liés à l'utilisation des sols, le praticien doit évaluer les impacts envers

- les services écosystémiques à travers le modèle LANCA (sections 3.4 et 4),
- la biodiversité à travers le modèle SAR (section 3.6),
- les impacts indirects éventuels au moyen d'un modèle économique (section 3.11) et
- les autres impacts, soit au moyen de modèles existants comme le SOC (section 3.3), IPCC2013 (section 3.7) ou GLOBIO (section 5.4), soit de manière qualitative.

Dans le cas du modèle LANCA, le praticien est invité à appliquer les différentes étapes décrites en section 4.3, évoquant notamment la décomposition du SQI en 4 indicateurs et la comparaison avec d'autres procédés similaires, dans la mesure du possible.

Enfin, sur base des résultats issus des différents modèles de caractérisation (qualitatifs ou quantitatifs), le praticien établit des conclusions quant à l'impact lié à l'utilisation des sols associés à l'activité étudiée. Toutes les hypothèses prises par les différentes parties ainsi que les incertitudes et limites doivent être mentionnées.

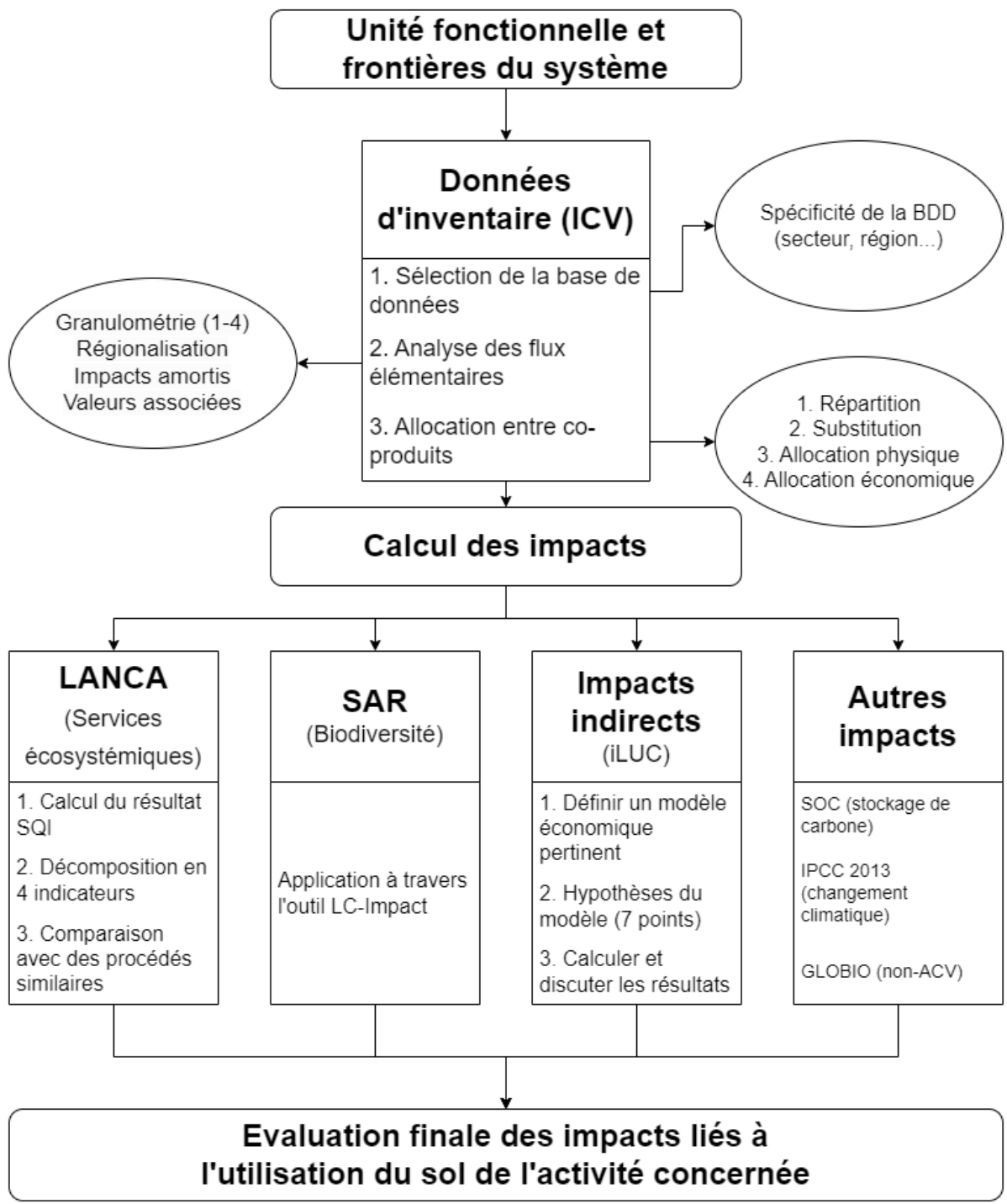


Figure 42 - Logigramme final guidant le praticien ACV à travers l'évaluation des impacts liés à l'utilisation d'une activité.

7 Conclusions

Le présent document établit un état de l'art de la modélisation de l'utilisation des sols en ACV, dans le but de permettre au praticien ACV de mieux comprendre les enjeux derrière la maîtrise de la ressource foncière.

Tout d'abord, une clarification des concepts théoriques liés à la thématique des sols reprend les différentes fonctionnalités des sols et comment celles-ci sont appliqués en ACV.

Ensuite, un inventaire des modèles et des méthodes permettant de mesurer l'impact lié à l'utilisation des sols est établi. Cet inventaire cherche l'exhaustivité et parcourt aussi bien les modèles applicables et non-applicables actuellement. Parmi ceux-ci, cinq modèles ont été sélectionnés pour être approfondis. Pour chacun des modèles sont explicités les principes de bases, les différents indicateurs pris en compte, l'évolution temporelle du modèle et la méthode de calcul des facteurs de caractérisation (FC).

Ces modèles sont ensuite comparés entre eux, ce qui a permis aux modèles LANCA et SAR de se démarquer. D'une part, le modèle LANCA, recommandé par la Commission européenne, se focalise sur 4 services écosystémiques tels que la résistance à l'érosion, la capacité de filtration, la capacité de réalimentation des nappes phréatiques et la production biotique biologique. D'autre part, le modèle SAR, encore en phase de développement, se focalise sur les impacts de l'utilisation des sols envers la biodiversité, en prenant en compte les espèces en voie d'extinction.

Les autres modèles ne sont pas pour autant dénués d'intérêt mais couvrent moins d'impacts ou semblent moins développés que les deux cités précédemment. Le modèle SOC permet de mesurer le déstockage/stockage de carbone dans les sols, alors que le modèle de ReCiPe2016 permet, tout comme sa version améliorée SAR, de mesurer les impacts sur la biodiversité. Le modèle IPCC 2013 quant à lui mesure les impacts sur le changement climatique.

Une analyse de données d'inventaires provenant des bases de données (BDD) Ecoinvent et Agribalyse a permis de montrer la responsabilité non-négligeable de la qualité des données sur la précision et la fiabilité des résultats, par leur granulométrie, régionalisation et nomenclature. Une correspondance entre la granulométrie et la régionalisation des FC issus des modèles de caractérisation et des données d'inventaire issues des BDD est essentielle pour obtenir un niveau de précision élevé.

En outre, la prise en compte des impacts indirects liés à au changement d'affectation d'un sol est introduite. Plusieurs modèles économiques sont cités. Cependant, il réside encore une certaine incertitude autour de ces différents modèles, forçant une utilisation précautionneuse de ces modèles.

La deuxième partie de cette étude se focalise sur l'application du modèle LANCA à travers deux cas d'études, à savoir la production de biodiesel à partir de colza et l'exploitation forestière pour le bois-énergie. Cela a permis de mettre en évidence la mise en application du modèle, l'interprétation des résultats et la dépendance de ceux-ci envers la qualité de la donnée sélectionnée. Une décomposition des FC agrégés en 4 indicateurs adimensionnalisés est présentée et fortement recommandée pour une meilleure compréhension et interprétation des résultats calculés par le score unique de LANCA. De plus, une comparaison entre différents procédés similaires est fortement encouragée. De manière générale, le modèle LANCA est probablement le meilleur modèle de caractérisation applicable e à l'ACV à l'heure actuelle. Cependant, il nécessite encore certaines améliorations concernant la mise en valeur de certaines stratégies d'occupation des sols (foresterie, agriculture, partage des sols...). Il est important d'être conscient que les enjeux de l'utilisation des sols sont complexes et qu'il y a un risque à utiliser les résultats LANCA tels quels. La simplicité d'utilisation du résultat agrégé ne peut pas être une raison suffisante pour s'affranchir d'une analyse de chacun des facteurs contributeurs et de la qualité des données et des hypothèses de modélisation.

Enfin, dans la troisième partie de cette étude, différentes thématiques liées à la gestion foncière en entreprise sont approfondies afin de répondre à certaines interrogations levées au cours de l'étude. On évoque notamment la réglementation « Zéro Artificialisation Nette » en évoquant la possibilité d'utiliser les données ACV pour permettre de mesurer l'artificialisation à travers un système de pondération, améliorant donc le processus. Néanmoins, l'ACV ne permet pas d'aider les entreprises à comptabiliser leurs types d'utilisation des sols. De plus, dans le cas d'un partage d'impacts entre plusieurs utilisateurs d'un même sol, un logigramme permet d'aider le praticien dans l'affectation (physique, économique...) des impacts entre les

différentes parties. Il est également recommandé d'utiliser le modèle SOC dans le cas d'une prise en compte du déstockage/stockage de carbone dans les sols. En ce qui concerne la valorisation de certaines stratégies d'occupation permettant de limiter la dégradation des sols, il s'avère que les modèles ACV actuels ne permettent généralement pas d'obtenir des résultats aussi précis. Enfin, le modèle GLOBIO a également été comparé à d'autres modèles ACV, ce qui a permis de mettre en valeur certains avantages de la part de ce modèle, tout en suggérant de l'utiliser en parallèle des modèles ACV plus complets.

8 Bibliographie

- ADEME. *Position de l'ADEME sur les règles de gestion de la multifonctionnalité dans les secteurs de l'agriculture et de la première transformation*. Note, Angers: ADEME, 2014.
- ADEME. *Transition(s) 2050, Quels enjeux pour une gestion durable des sols à l'horizon 2050 ?* Feuilleton Sols, Angers: ADEME, 2022.
- AUAT. *Comprendre l'objectif "Zéro Artificialisation Nette" des sols*. Décryptage, Toulouse: Agence d'urbanisme et d'aménagement Toulouse aire métropolitaine, 2021.
- Baitz, Martin. *Die Bedeutung der funktionsbasierten Charakterisierung von Flächen-Inanspruchnahmen in industriellen Prozesskettenanalysen: Ein Beitrag zur ganzheitlichen Bilanzierung*. Dissertation, Aachen: Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde, Universität Stuttgart: Shaker Verlag.: Berichte aus der Umwelttechnik, 2002.
- Beck, Tabea, Ulrike Bos, Bastian Wittstock, Martin Baitz, Matthias Fischer, et Klaus Sedlbauer. *LANCA@ Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment*. Method Report, Stuttgart: Fraunhofer Institute for Building Physics, 2010.
- Bos, Ulrike, Rafael Horn, Tabea Beck, Jan Paul Lindner, et Matthias Fischer. *LANCA@ - Characterisation Factors for Life Cycle Impact Assessment, Version 2.0*. Report, Stuttgart: Fraunhofer Verlag, 2016.
- Brady NC, Weil RR. *The nature and properties of soils 12th edition*. Upper Saddle River, New Jersey, USA: Prentice Hall, 1999.
- Brandão, Miguel, et Llorenç Milà i Canals. «Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production.» *The International Journal of Life Cycle Assessment volume 18* (2013): 1243–1252.
- Burkhard, Benjamin, Franziska Kroll, Stoyan Nedkov, et Felix Müller. «Mapping ecosystem service supply, demand and budgets.» *Ecological Indicators*, 2012: 17-29.
- Cerema Nord-Picardie. «Mesure de l'artificialisation à l'aide des Fichiers fonciers.» Rapport, Lille, 2019.
- Chaudhary, Abhishek, et Thomas M. Brooks. «Land Use Intensity-specific Global Characterization Factors to Assess Product Biodiversity Footprints.» *Environmental Science & Technology*, 2018: 52:5094-5104.
- Chaudhary, Abhishek, Francesca Veronesi, Laura de Baan, et Stefanie Hellweg. «Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species-Area Models and Vulnerability Indicators.» *Environmental Science & Technology*, 2015: 49:9987-9995.
- Comission, European. *Indirect Land Use Change (ILUC)*. Brussels: European Commission, 2012.
- Curran, Michael, Stefanie Hellweg, et Jan Beck. «Is there any empirical support for biodiversity offset policy?» *Ecological Applications*, 2014: 617-632.
- Daiglou, Vassilis, et al. «Progress and barriers in understanding and preventing indirect land-use change.» *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 2020: 14:924-934.
- de Baan, Laura, Rob Alkemade, et Thomas Koellner. «Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach.» *International Journal of Life Cycle Assessment*, 2013: 18:1216-1230.
- De Laurentiis, Valeria, Michela Secchi, Ulrike Bos, Rafael Horn, Alexis Laurent, et Serenella Sala. «oil quality index: Exploring options for a comprehensive assessment of land use impacts in LCA.» *Journal of Cleaner Production* 215 (2019): 63-74.
- DW, Reeves. «The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems.» *Soil Tillage Res*, 1997.
- Elshout, Pieter M. F., Rosalie van Zelm, Ramkumar Karuppiyah, Ian J. Laurenzi, et Mark A. J. Huijbregts. «A spatially explicit data-driven approach to assess the effect of agricultural land occupation on species groups.» *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2014: 19:758-769.
- Eppherre, Ximun, Matthieu Perez, et Cléa Berrogain. *Comment revaloriser les huiles alimentaires en biodiesel?* Décembre 2012. <https://tpehuilesalimentairesusagees.wordpress.com/laspect-ecologique/>.
- FAO. *FAOSTAT. Data*. 2023. <https://www.fao.org/faostat/fr/#data> (accès le January 2023).
- FAO. *Global ecological zones for FAO forest reporting: 2010 update*. Report, Rome: FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2012.
- . *Portail d'information sur les sols*. 2023. <https://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/proprietes-du-sol/proprietes-physiques/fr/>.
- GLOBIO. *The GLOBIO model*. 2023. <https://www.globio.info/what-is-globio> (accès le 2023).
- Goedkoop, Mark, Reinout Heijungs, Mark Huijbregts, An De Schryver, Jaap Struijs, et Rosalie van Zelm. *ReCiPe 2008 : A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and endpoint levels. First edition. Report i: Characterization*. the

- Netherlands: Ruimte en Milieu, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 2009.
- Horn, R., et S. Maier. *LANCA®- Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment, Version 2.5*. Stuttgart: Fraunhofer, November 2018.
- Horn, Rafael, et al. «Land Use and Forestry in the Environmental Footprint.» *Fraunhofer Verlag*, 2021: 1-96.
- Huijbregts, M.A.J., et al. *ReCiPe2016 v1.1: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level*. Handbook, Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the environment, 2017, 138-147.
- Huijbregts, Mark . *General Structure of Life Cycle Impact Assessment - Lecture*. LC Impact, s.d.
- INRA. *Stocker du carbone dans les sols français : Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?* Résumé d'étude, Paris: INRA Science & Impact, 2019.
- International Union for Conservation of Nature. *IUCN Red List of Threatened Species*. 2022. <http://www.iucnredlist.org> (accès le 2023).
- Jancovici, Jean-Marc. *Quels sont les gaz à effet de serre ?* 2007 August 1. <https://jancovici.com/changement-climatique/gaz-a-effet-de-serre-et-cycle-du-carbone/quels-sont-les-gaz-a-effet-de-serre-quels-sont-leurs-contribution-a-leffet-de-serre/> (accès le 2023).
- Jolliet , Olivia, et al. «The LCIA midpoint-damage framework of the UNEP/SETAC life cycle initiative.» *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2004: 9:394-404.
- Jungbluth, N., et al. *2007: Life Cycle Inventories of Bioenergy. ecoinvent report No. 17*. Dübendorf, CH: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007.
- Koellner, Thomas, et al. «Principles for life cycle inventories of land use on a global scale.» *The International Journal of Life cycle Assessment*, 2012: 18:1203-1215.
- Koellner, Thomas, et al. «UNEP-SETAC guideline on global land use impact.» *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2013: 18:1188-1202.
- Koellner, Thomas, et al. «UNEP-SETAC guideline on global land use impact.» *GLOBAL LAND USE IMPACTS ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES IN LCA 18*, 2013: 1188-1202.
- Koellner, Thomas, et Roland W. Scholz. «Assessment of Land Use Impacts on the Natural Environment. Part 1: An Analytical Framework for Pure Land Occupation and Land Use Change.» *International Journal of Life Cycle*, 2007: 12:16-23.
- Lhotellier, Johan, Xavier Logel, et Isabelle Decos. *ACV comparative de sacs destinés à l'emballage de marchandises au point de vente autres que les sacs de caisse*. Rapport, Angers: ADEME, 2019.
- Logel, X., et al. *Analyse du Cycle de Vie du bois énergie collectif et industriel*. Rapport, ADEME, 2022.
- Milà i Canals, Llorenç, Joan Romanyà, et Sarah J. Cowell. «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*, 2007: 15:1426-1440.
- Muralikrishna, Iyanki V., et Valli Manickam. Dans *Environmental Management. Science and Engineering for Industry.*, 337-397. BSP, 2017.
- Ogle, Stephen Michael, Maria José Sanz Schez, Marcelo Theoto Rochla, James Douglas MacDonald, et Hongmin Dong. «Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use.» Dans *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2019.
- Olson, David M., et al. «Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth.» *BioScience*, 2001: 51:933-938.
- Oosterhoff , H., et W. van Kootwijk. *Obscure impacts demystified: Land use*. PRé Sustainability, 2020.
- Saad, Rosie, Thomas Köllner, et Manuele Margni. «Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level.» *GLOBAL LAND USE IMPACTS ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES IN LCA*, 2013: 1253-1264.
- Sala, Serenella, Lorenzo Benini, Valentina Castellani, et Beatriz Vidal. *Suggestions for the update of the Environmental Footprint Life Cycle Impact Assessment - Impacts due to resource use, water use, land use, and particulate matter*. Joint Research Centre of the European Commission, Publications Office of the European Union, 2019.
- Schipper, Aafke M., et al. «Projecting terrestrial biodiversity intactness with GLOBIO 4.» *Global Change Biology*, 2020: 26:760-771.
- Schmidt, Jannick H., Bo P. Weidema, et Miguel Brandão. «A framework for modelling indirect land use changes in Life Cycle Assessment.» *Journal of Cleaner Production*, 2015: 1-9.
- Together for Sustainability. *3.1 Emission Accounting and reporting*. The Product Carbon Footprint guideline for the Chemical Industry: Specification for product Carbon Footprint and Corporate Scope, 2022.

- Verones, Francesca , et al. «LC-Impact. Version 0.5. A spatially differentiated life cycle impact assessment approach.» Norway, 2017.
- Verones, Francesca, Dominik Saner, Stephan Pfister, Daniele Baisero, Carlo Rondinini, et Stefanie Hellweg. «Effects of Consumptive Water Use on Biodiversity in Wetlands of International Importance.» *Environmental Science & Technology*, 2013: 47:12248-12257.
- Verones, Francesca, et al. «LC-IMPACT: A regionalized life cycle damage assessment method.» *Journal of Industrial Ecology* (Journal of Industrial Ecology), 2020: 24:1201-1219.
- Vidal-Legaz, Beatriz, et al. *Land-use related environmental indicators for Life Cycle Assessment*. JRC Technical report, Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2016.
- Watson, Robert T., Ian R. Noble, Bert Bolin, N. H. Ravindranath, David J. Verardo, et David J. Dokken. *Land Use, Land-Use Change and Forestry*. Cambridge: IPCC, 2000.
- Wikipedia. *Soil compaction*. 26 08 2022. https://en.wikipedia.org/wiki/Soil_compaction (accès le 12 19, 2022).
- Zampori, L, et R Pant. «Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF) method.» *EUR 29682 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-76- 00654-1, doi:10.2760/424613, JRC115959.*, 2019.

9 Table des tableaux

TABLEAU 1 – INVENTAIRE DES METHODES DE PRISE EN COMPTE DE L'UTILISATION DES SOLS EN ACV. LES VERSIONS DES LOGICIELS / DB LOGICIEL : SIMAPRO 920, OPENLCI METHOD 2.1.3, ECOQUERY VIA ECOINVENT V3.9, GABI DATABASE 2022	23
TABLEAU 2 – SELECTION DES METHODES A APPROFONDIR	26
TABLEAU 3 - FICHE TECHNIQUE DU MODELE SOC.....	27
TABLEAU 4 - GRANULOMETRIE DU MODELE SOC. LES TRADUCTIONS ANGLAIS-FRANÇAIS SONT DISPONIBLES EN ANNEXE.....	28
TABLEAU 5 - STOCKS DE SOC (EN TONNES C/HA) DES ETATS (SEMI-)NATURELS PAR REGION CLIMATIQUE (LIGNE) ET TYPE D'UTILISATION DES SOLS (COLONNES), ISSU DE (BRANDÃO AND MILA I CANALS 2013).	29
TABLEAU 6 - DESCRIPTION DES SYMBOLES UTILISES DANS LE CALCUL DES FC DU MODELE SOC.....	30
TABLEAU 7 – FICHE TECHNIQUE DU MODELE LANCA	32
TABLEAU 8 - RESUME DES CARACTERISTIQUES DES INDICATEURS LANCA	38
TABLEAU 9 - RESUME DU REDIMENSIONNEMENT DES 4 INDICATEURS. LA DEUXIEME COLONNE REPRESENTE LES VALEURS MINIMALES ET MAXIMALES DES DIFFERENTS INDICATEURS AVANT LE REDIMENSIONNEMENT. LA QUATRIEME COLONNE REPRESENTE LES VALEURS MINIMALES ET MAXIMALES DES 4 INDICATEURS APRES REDIMENSIONNEMENT.	39
TABLEAU 10 – FICHE TECHNIQUE DU MODELE LAND USE DE LA METHODE RECIPE2016	42
TABLEAU 11 – FACTEURS DE CARACTERISATION MIDPOINT D'OCCUPATION ET DE RELAXATION POUR DIFFERENTS TYPES D'UTILISATION DES SOLS ET SANS DISTINCTION D'ESPECES, ISSUS DE (HUIJBREGTS, ET AL. 2017).	45
TABLEAU 12 - FC MIDPOINT D'OCCUPATION DU MODELE DE RECIPE2016 POUR DIFFERENTS TYPES D'UTILISATION DES SOLS ET POUR 4 GROUPES D'ESPECES, ISSUS DE (HUIJBREGTS, ET AL. 2017)	46
TABLEAU 13 - FC MIDPOINT DE RELAXATION DU MODELE DE RECIPE2016 POUR DIFFERENTS TYPES D'UTILISATION DES SOLS ET POUR 4 GROUPES D'ESPECES EN FONCTION DU PNV PRIS COMME REFERENCE (VEGETATION HERBACEE OU FORESTIERE), ISSUS DE (HUIJBREGTS, ET AL. 2017).....	46
TABLEAU 14 - FC ENDPOINT D'OCCUPATION ET DE RELAXATION DU MODELE DE RECIPE2016 POUR DIFFERENTS TYPES D'UTILISATION DES SOLS ET POUR 4 GROUPES D'ESPECES, ISSUS DE (HUIJBREGTS, ET AL. 2017).	46
TABLEAU 15 - FC MIDPOINT DE TRANSFORMATION POUR L'UTILISATION DE RECIPE2016 DANS ECONIVENT V3, D'APRES (HUIJBREGTS, ET AL. 2017).....	47
TABLEAU 16 – FICHE TECHNIQUE DU MODELE SAR	49
TABLEAU 17 - RECAPITULATIF DES 5 MODELES APPROFONDIS	55
TABLEAU 18 – TROIS NOMENCLATURES DIFFERENTES POUR UN MEME FLUX ELEMENTAIRE DE TRANSFORMATION « FROM » DE CULTURES PERMANENTES, NON-IRRIGUEES ET EXTENSIVES.	56
TABLEAU 19 - EXEMPLES DE PROCEDES ECOINVENT (V3.9.1) POSSEDANT DES FLUX ELEMENTAIRES D'OCCUPATION ET DE TRANSFORMATION DES SOLS.....	59
TABLEAU 20 - EXEMPLES DE PROCEDES D'AGRIBALYSE (V3.01) POSSEDANT DES FLUX ELEMENTAIRES D'OCCUPATION ET/OU DE TRANSFORMATION DES SOLS.	60
TABLEAU 21 – RESULTATS (PT) CALCULES PAR LE MODELE LANCA POUR LE PROCEDE "LEMON PRODUCTION, MX" DE ECOINVENT V3.9.1 POUR TROIS CAS DE FLUX ELEMENTAIRES.	61
TABLEAU 22 - FACTEURS DE CARACTERISATION PUBLIES PAR LANCA POUR TROIS TYPES DE FLUX ELEMENTAIRES "UNSPECIFIED".....	62
TABLEAU 23 - COMPARAISON DES NIVEAUX DE GRANULOMETRIE ET DES REGIONALISATIONS ENTRE MODELES DE CARACTERISATION ET BASES DE DONNEES.	64
TABLEAU 24 - FLUX ELEMENTAIRES DU PROCEDE « FATTY ACID METHYL ESTER – ESTERIFICATION OF RAPE OIL – CH » ISSU DE ECOINVENT (V3.9.1).	70
TABLEAU 25 - RESULTATS CALCULES PAR LANCA POUR LA PRODUCTION D'UN KG DE BIODIESEL A PARTIR DE COLZA, CALCULE AVEC LES FC SQI PUBLIES PAR (DE LAURENTIIS, ET AL. 2019).	71
TABLEAU 26 - RESULTATS LANCA DECOMPOSES PAR INDICATEUR (REDIMENSIONNES EN UNITE DE POINTS) POUR LA PRODUCTION D'UN KG DE BIODIESEL A PARTIR DE COLZA.	72
TABLEAU 27 - RESULTATS LANCA DECOMPOSES EN 4 INDICATEURS EXPRIMES EN POINTS POUR LA PRODUCTION DE BIODIESEL A PARTIR DE TROIS CULTURES VEGETALES DIFFERENTES.	74
TABLEAU 28 - FLUX ELEMENTAIRES DES PROCEDES DE PLAQUETTES DE BOIS A PARTIR DE CHENE ET DE HETRE, ISSU DE ECOINVENT (V3.9.1).....	77

TABLEAU 29 - RESULTATS SQI CALCULES A PARTIR DU MODELE LANCA POUR LA PRODUCTION DE PLAQUETTES DE BOIS-ENERGIE A PARTIR DE DEUX ESSENCES.....	78
TABLEAU 30 - RESULTATS LANCA DECOMPOSES EN 4 INDICATEURS EXPRIMES EN POINTS (PT) POUR LA PRODUCTION DE PLAQUETTES DE BOIS-ENERGIE A PARTIR DE DEUX ESSENCES DIFFERENTES.	78
TABLEAU 31 – TABLEAU DES METHODES NON-SELECTIONNEES	102
TABLEAU 32 - MANUELS OU REVUES DE LITTERATURES INTERESSANTES	104
TABLEAU 33 – VALEURS DES FC ASSOCIEES AU REDIMENSIONNEMENT DES 4 INDICATEURS.....	107
TABLEAU 34 - COMPARAISON DES CARACTERISTIQUES DES BDD NATIONALES MESURANT L'ARTIFICIALISATION, ISSU DE (CEREMA NORD-PICARDIE 2019).....	108

10 Table des figures

FIGURE 1 – CHAINE DE CAUSE A EFFET POUR L'UTILISATION DES SOLS, INSPIREE DE SALA ET AL. (2019) ET SOUZA ET AL. (2015).....	7
FIGURE 2 – LIENS ENTRE LES PROPRIETES, FONCTIONS ET SERVICES DU SOL.....	8
FIGURE 3 – TERMINOLOGIE ET EXEMPLES CORRESPONDANTS.....	11
FIGURE 4 - CHAINE D'EFFETS A LA SUITE DU REJET D'AZOTE OU DE PHOSPHORE SUR LA CATEGORIE D'IMPACT D'EUTROPHISATION.....	13
FIGURE 5 - NIVEAUX D'IMPACTS EN ACV (KOELLNER, DE BAAN, ET AL. 2013).....	14
FIGURE 6 - VUE D'ENSEMBLE DES DEUX PHASES CLASSIQUES DE LAND USE ET DE LEURS IMPACTS SUR LA QUALITE DES TERRES EN SITUATION MODELISEE.	15
FIGURE 7 - MODELISATION DE L'UTILISATION D'UN SOL SELON (KOELLNER, DE BAAN, ET AL. 2013).....	16
FIGURE 8 – REPRESENTATION GEOGRAPHIQUE DES 867 ECOREGIONS TERRESTRES A LA SURFACE DU GLOBE. (OLSON, ET AL. 2001).....	17
FIGURE 9 – REPRESENTATION GEOGRAPHIQUE DES 14 BIOMES A LA SURFACE DU GLOBE. (OLSON, ET AL. 2001).....	17
FIGURE 10 - REPRESENTATION GEOGRAPHIQUE DES 20 ZONES ECOLOGIQUES A LA SURFACE DU GLOBE. (FAO 2012).....	18
FIGURE 11 - REPRESENTATION SCHEMATIQUE DES TRANSFORMATIONS DU SOL « TO » ET « FROM ». (BOS, ET AL. 2016).....	20
FIGURE 12 – INVENTAIRE DES METHODES (PARTIE INFERIEURE) ET DES MODELES ET PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES ASSOCIEES (PARTIE SUPERIEURE) CONSIDERANT L'UTILISATION DES SOLS DANS LES ACV DE 1985 A 2022 AINSI QUE LES LIENS ENTRE LES DIFFERENTS ELEMENTS. Y FIGURENT EGALEMENT LES REVUES DE LITTERATURES JUGEES PERTINENTES ET LES MANUELS D'UTILISATIONS DE CERTAINES METHODES.	22
FIGURE 13 - ÉVOLUTION TEMPORELLE DU MODELE SOC DE 2007 A 2013.	27
FIGURE 14 - CALCUL DES IMPACTS DE L'UTILISATION DES SOLS SUR LE BPP AVEC L'INDICATEUR SOC (BRANDÃO AND MILA I CANALS 2013).	30
FIGURE 15 – EVOLUTION DU MODELE LANCA DE 2002 A 2019	33
FIGURE 16 – STRUCTURE POUR LE CALCUL DES FACTEURS DE CARACTERISATION DE LANCA, EXCEPTE POUR LA FILTRATION PHYSICO-CHIMIQUE QUI A ETE ECARTEE. (BOS, ET AL. 2016)	34
FIGURE 17 – METHODE DE CALCUL DE L'INDICATEUR RESISTANCE A L'EROSION POUR LE MODELE LANCA (BOS, ET AL. 2016).....	36
FIGURE 18 – METHODE DE CALCUL DE L'INDICATEUR DE CAPACITE D'INFILTRATION POUR LE MODELE LANCA (BOS, ET AL. 2016).....	36
FIGURE 19 - METHODE DE CALCUL DE L'INDICATEUR REALIMENTATION DES EAUX SOUTERRAINES POUR LE MODELE LANCA (BOS, ET AL. 2016).....	37
FIGURE 20 - METHODE DE CALCUL DE L'INDICATEUR PRODUCTION BIOTIQUE (BIOLOGIQUE) POUR LE MODELE LANCA (BOS, ET AL. 2016).....	37
FIGURE 21 - EXEMPLE DE REDIMENSIONNEMENT UTILISE POUR LES 5EMES ET 95EMES PERCENTILES DE L'INDICATEUR RESISTANCE A L'EROSION. LES ZONES EN JAUNES SONT LES PORTIONS DE FC EXCLUES PAR LE CUT-OFF. DANS CE CAS-CI, $CF^5 = -0.46$ ET $CF^{95} = 69$. (DE LAURENTIIS, ET AL. 2019).....	39
FIGURE 22 - LES 4 ETAPES MENANT A L'AGREGATION DES QUATRE INDICATEURS EVALUES PAR LE MODELE LANCA EN UN SCORE UNIQUE SQI. T_{REG} REPRESENTE LE TEMPS DE RELAXATION PRIS EN COMPTE.	40
FIGURE 23 – ÉVOLUTION DU MODELE LAND USE DE RECIFE2016 DE 2007 A 2017.....	43
FIGURE 24 - CHAINE DE CAUSE A EFFETS DE LA METHODE RECIFE2016 POUR L'UTILISATION DES SOLS, REPRIS DE (HUIJBREGTS, ET AL. 2017).	44
FIGURE 25 - CORRESPONDANCE ENTRE LES FLUX ELEMENTAIRES DE ECOINVENT ET LES TYPES D'UTILISATION DE SOL CONSIDEREES PAR RECIFE2016, ISSU DE (HUIJBREGTS, ET AL. 2017).	48
FIGURE 26 - CHAINE DE CAUSE A EFFET POUR LA METHODE LC-IMPACT, INSPIREE DE (VERONES, HELLWEG AND AZEVEDO, ET AL. 2017).....	50
FIGURE 27 - ÉVOLUTION DU MODELE SAR UTILISE PAR LC-IMPACT DE 2013 A 20.....	51
FIGURE 28 - EXEMPLES D'EMISSIONS DE GAZ A EFFET DE SERRE LIEES A L'UTILISATION DES SOLS, ISSU DE (OGLE, ET AL. 2019).....	52
FIGURE 29 - STRUCTURE SCHEMATIQUE DES PROCEDES APPELES PAR LE PROCEDE "GOLD PRODUCTION, US" DANS ECOINVENT V3.9.1.	60
FIGURE 30 - LES DIFFERENTS ACTEURS DETERMINANT LA PRECISION DES RESULTATS FINAUX EN ACV.	64

FIGURE 31 - REPRESENTATION SCHEMATIQUE DES IMPACTS INDIRECTS A TRAVERS UN EXEMPLE DE CULTURES DE COLZA REMPLAÇANT DES SURFACES OCCUPEES INITIALEMENT PAR DES CULTURES DE BLE.	66
FIGURE 32 – LE CYCLE DU BIODIESEL A PARTIR DE GRAINES DE COLZA, ISSU DE (EPPHERRE, PEREZ AND BERROGAIN 2012).	68
FIGURE 33 - FRONTIERES DU CAS D'ETUDE POUR LA FABRICATION DE BIODIESEL A PARTIR DE COLZA.	69
FIGURE 34 - DIAGRAMME EN CASCADE DES QUATRE INDICATEURS REDIMENSIONNES. CES 4 INDICATEURS SONT ADDITIONNES POUR FORMER, <i>IN FINE</i> , LE SQI FINAL. LES INDICATEURS AYANT UN IMPACT FAVORABLE ET DEFAVORABLE POUR L'ENVIRONNEMENT SONT INDIQUES EN VERT ET EN ROUGE, RESPECTIVEMENT. LE SQI TOTAL EST REPRESENTE EN GRIS.	73
FIGURE 35 – REPRESENTATION GRAPHIQUE DES RESULTATS CALCULES PAR LANCA ET DECOMPOSES EN 4 INDICATEURS POUR LA PRODUCTION DE BIODIESEL A PARTIR DE 3 CULTURES VEGETALES DIFFERENTES.	74
FIGURE 36 - FRONTIERES DU CAS D'ETUDE PORTANT SUR L'EXPLOITATION FORESTIERE POUR BOIS-ENERGIE, PARTANT DE LA GESTION FORESTIERE JUSQU'A L'ETAPE DE BROYAGE.	76
FIGURE 37 – RESULTATS LANCA DECOMPOSES EN 4 INDICATEURS EXPRIMES EN POINTS (PT) POUR LA PRODUCTION DE PLAQUETTES DE BOIS-ENERGIE A PARTIR DE DEUX ESSENCES DIFFERENTES.	79
FIGURE 38 - LOGIGRAMME PRESENTANT LES REGLES DE DECISION PORTANT SUR LE PARTAGE D'IMPACTS ENTRE (CO-)PRODUITS ISSUS DE L'UTILISATION D'UN MEME SOL, INSPIRE DE (ADEME 2014).	83
FIGURE 39 - LISTE NON-EXHAUSTIVE DES FONCTIONS DU SOL ET DES MODELES ACV POUR LA QUANTIFICATION D'IMPACTS LIES A L'UTILISATION D'UN SOL.	86
FIGURE 40 - CARTE GEOGRAPHIQUE REPRESENTANT LE MSA CALCULE EN 2015 PAR GLOBIO A TRAVERS LE MONDE. UN MSA DE 1 REPRESENTE UNE BIODIVERSITE ET UN ECOSYSTEME INTACTE. (SCHIPPER, ET AL. 2020).....	87
FIGURE 41 - REPRESENTATION DU MODELE DE CALCUL DE L'INDICATEUR MSA PAR GLOBIO 4, ISSU DE (GLOBIO 2023).	88
FIGURE 42 - LOGIGRAMME FINAL GUIDANT LE PRATICIEN ACV A TRAVERS L'EVALUATION DES IMPACTS LIES A L'UTILISATION D'UNE ACTIVITE.	90
FIGURE 43 - HYPOTHESES A ET B D'OCCUPATION D'UN TERRAIN SELON RECIPES2008. (GOEDKOOP, ET AL. 2009)	106

11 Annexes

11.1 Décomposition des étapes d'un LCIA⁴¹

Un LCIA (Life-Cycle Impact Assessment) quantifie les effets de l'utilisation de ressources et des émissions générées dans tout le cycle de vie d'un produit et les groupe en un certain nombre de catégories d'impacts qui peuvent finalement être pondérées selon leur importance.

On dénombre 5 étapes majeures lors de la réalisation d'un LCIA. Elles sont présentées ci-dessous.

Sélection et définition des catégories d'impacts

Selon le type de produit analysé, il faut sélectionner certaines catégories d'impacts pertinentes. Celles-ci peuvent représenter des niveaux d'impacts intermédiaires (midpoint) ou finaux (endpoint).

Alors qu'il existe de nombreux indicateurs midpoints différentes (changement climatique, acidification, utilisation des sols...), il en existe seulement 3 pour les endpoints, i.e. dommages à la santé humaine, à la qualité des écosystèmes et aux ressources.

Le choix de la catégorie d'impact pousse au choix de l'indicateur et des modèles utilisés lors de l'ACV. Par exemple, si la méthode EF3.0 est utilisée, le choix de considérer la catégorie d'impact « Land Use » implique l'utilisation du modèle LANCA et donc des indicateurs régulation à l'érosion, à la capacité d'infiltration, etc.

Classification

Deuxièmement, pour chaque intervention environnementale du cycle de vie, il faut déterminer qualitativement à quelle(s) catégorie(s) d'impacts cet élément contribue.

Par exemple, l'utilisation d'un pesticide (qui représente une intervention du cycle de vie d'une pomme, par exemple) contribue à la toxicité envers le corps humain, l'eutrophisation de l'eau et l'utilisation des sols.

Caractérisation

Ensuite, pour chaque catégorie d'impact déterminée précédemment, il faut quantifier leur impact (IS) pour chaque intervention environnementale. Pour ce faire, on utilise l'équation générale suivante :

$$IS = \sum_x \sum_i CF_{x,i} \cdot m_{x,i}$$

où IS est le score lié à l'impact de l'intervention en question, CF est le facteur de caractérisation défini ci-dessous, m représente l'intervention (ex. l'utilisation de pesticide), x la substance considérée (ex. du SO₂ ou NO_x utilisé pour la formation du pesticide) et i l'émission considérée (ex. une certaine émission due à l'utilisation du pesticide).

Le facteur de caractérisation sert alors à donner une représentation quantitative de l'importance d'une intervention spécifique. Il permet de convertir différentes substances utilisées en une substance équivalente afin de les additionner ensemble pour arriver à un total pour chaque catégorie d'impact.

Normalisation

On vient normaliser les différents résultats pour mettre en relation l'impact environnemental d'un produit ou d'un service avec celui de son environnement.

$$NS = \frac{IS}{NF}$$

où NS est le score normalisé, IS le score calculé précédemment et NF le facteur de normalisation (par exemple l'impact des pesticides dans une année de référence).

Agrégation et/ou pondération

Pour terminer, pour toutes les catégories d'impacts e , il est possible d'agréger les scores normalisés (NS_e) en un score unique (WS) avec l'aide de facteurs de pondération WFe .

$$WS = \sum_e WFe \cdot NS_e$$

⁴¹ Données provenant de la présentation de Mark Huijbregts pour LC Impact, disponible via https://lc-impact.eu/doc/deliverables/General_Structure_of_Life_Cycle_Impact_Assessment.pdf

Midpoint vs. Endpoint

Les méthodes dites « endpoint » ont l'avantage de simplifier la pondération entre les catégories d'impacts et la comparaison des facteurs de contrainte ayant des modes d'action différents. Néanmoins, elles sont une grande incertitude au niveau des résultats des impacts générés.

Les facteurs de caractérisation des méthodes dites « midpoint » sont bien plus robustes que ceux des méthodes endpoint.

11.2 Méthodes non-sélectionnées pour approfondissement

Tableau 31 – Tableau des méthodes non-sélectionnées

Nom du modèle	Référence principale	Année	Fonctions du sol évaluées	Champ de la méthode	Niveau d'impact	Raison de la non-sélection
Achijima et al., 1985	Achijima et al., 1985	1985	n.a.	n.a.	n.a.	Non-appliqué en ACV
Jarvinen et al. (1987)	Jarvinen et al. (1987)	1987	Extinction des espèces normalisée (NEX)	n.a.	n.a.	Non-appliqué en ACV
Sas et al. (1996)	Sas et al. (1996)	1996	Perte de la biodiversité Perte des fonctions vitales	Transformation	Midpoint	Non-appliqué en ACV
Lindeijer et al. (1998)	Lindeijer et al. (1998)	1998	n.a.	Les deux	Midpoint	Non-appliqué en ACV
Köllner et al. (1999)	Köllner et al. (1999)	1999	Dommages aux écosystèmes	Les deux	n.a.	Non-appliqué en ACV
Köllner et al. (2000)	Köllner et al. (2000)	2000	Potentiel d'effets sur les réservoirs d'espèces (SPEP)	Les deux	Midpoint	Non-appliqué en ACV
Köllner et al. (2003)	Köllner et al. (2003)	2003	Potentiel de dommages aux écosystèmes (EDP)	Occupation	Endpoint	Focalisé biodiversité endpoint
Köllner et al. (2006)	Köllner et al. (2006)	2007	Potentiel de dommages aux écosystèmes (EDP)	Les deux	Endpoint	Focalisé biodiversité endpoint
Haberl et al. (2007)	Haberl et al. (2007)	2007	Appropriation humaine de la production primaire nette (HANPP)	Occupation	n.a.	Non-appliqué en ACV
Ewing et al. (2008)	Ewing et al. (2008)	2008	Empreinte écologique	Occupation	n.a.	Pour analyse de sensibilité sur la concurrence foncière mais pas en ACV
Lenzen et al. (2009)	Lenzen et al. (2009)	2009	Menaces sur les espèces menacées d'extinction (TES)	Occupation	Endpoint	Focalisé biodiversité endpoint
Núñez et al. (2010)	Núñez et al. (2010)	2010	Indice de désertification	n.a.	Midpoint	Non-applicable en ACV
Garrigues et al. (2013)	Garrigues et al. (2013)	2013	Surface totale du sol compacté Perte de volume de pores	n.a.	Midpoint	Non-applicable en ACV
SALCA-SQ	Oberholzer et al. (2012)	2012	Indicateurs des propriétés du sol Indicateurs d'impact	n.a.	Midpoint	Modèle prometteur mais basé sur des données spécifiques à la Suisse

Burkhard et al. (2012)	Burkhard et al. (2012)	2012	Indicateurs d'intégrité des écosystèmes (7) Indicateurs de services écosystémiques (22) Demande de services écosystémiques (22)	n.a.	Endpoint	Focalisé biodiversité endpoint
Núñez et al. (2013)	Núñez et al. (2013)	2013	Energie, Appauvrissement de la production primaire nette (NPP)	n.a.	Endpoint	Non-appliqué en ACV
Alvarenga et al. (2013)	Alvarenga et al. (2013)	2013	Exergie des terres naturelles Exergie des terres artificielles	Occupation	Endpoint	Indicateur trop spécifique et non-appliqué en ACV
Gardi et al. (2013)	Gardi et al. (2013)	2013	Pression des sols (sur la biodiversité)	Les deux	Endpoint	Focalisé biodiversité endpoint et non-applicable en ACV
Payen et al. (2014)	Payen et al. (2014)	2014	Salinisation des sols et de l'eau	Transformation	Les deux	Les différents indicateurs de salinisation sont non-applicable en ACV
Alvarenga et al. (2015)	Alvarenga et al. (2015)	2015	Appropriation humaine de la production primaire nette (HANPP)	Occupation	Both	Non-appliqué en ACV
Fehrenbach et al. (2015)	Fehrenbach et al. (2015)	2015	Indice hémérobie	Occupation	Both	Non-applicable en ACV
Payen et al. (2016)	Payen et al. (2016)	2016	Salinisation des sols et de l'eau	Transformation	Les deux	Les différents indicateurs de salinisation sont non-applicable en ACV
Ecoregion factor	Lindner et al. (2019)	2019	Part de la superficie des prairies et des forêts (SGF) Part de la superficie des zones humides (SW) Probabilités d'extinction globales (GEP) Part des zones sans route (SRA)	n.a.	n.a.	Non-applicable en ACV
Monétarisation of agri-food	Galgani et al. (2021)	2021	Indicateur d'empreinte écologique	Les deux	Endpoint	Monétarisation hors scope et non-appliqué en ACV
Alejandro et al. (2022)	Alejandro et al. (2022)	2022	Abondance de pollinisateurs	Occupation	Les deux	Trop spécifique et non-appliqué en ACV

Tableau 32 - Manuels ou revues de littératures intéressantes

Indicateur ou review	Référence	Année
Eco-indicator 99	Goedkoop et al. (1999)	1999
Review	Guinée et al. (2002)	2002
Impact+	Jolliet et al. (2003)	2003
Ecological Footprint	Hujibregts et al. (2006)	2006
ReCiPe2008	Goedkoop et al. (2008)	2009
Review	Mattila et al. (2012)	2012
UNEP/SETAC Guidelines	Köllner et al. (2013)	2013
ReCiPe2008	Goedkoop et al. (2013)	2013
Review	Souza et al. (2015)	2015
Review	Legaz et al. (2017)	2017
ReCiPe2016	Hujibregts et al. (2017)	2017
Impact World+	Bulle et al. (2019)	2019
Review	Sala et al. (2019)	2019

11.3 Exemple de calcul de FC pour le modèle SOC

L'exemple ci-dessous démontre comment calculer la variation de contenu SOC dû à la transformation d'un sol d'un état de jachère à un état de production de cultures annuelle (annual crop production, en anglais) dans le Royaume-Uni. Il faut tout d'abord déterminer les différents paramètres de calculs évoqués ci-dessus, comme indiqué dans le

Région climatique	Tempéré froid, humide (<i>Cold temperate, moist</i>)
Type de sol	Sol argileux à haute activité (<i>High activity clay soil</i>)
Utilisation du sol 1 (LU ₁)	Jachère (<i>set-aside</i>)
Utilisation du sol 2 (LU ₂)	Cultivé au long terme (<i>Long-term cultivated</i>)
Gestion du sol	Travail du sol intégral, intrants élevés sans fumier (<i>Full tillage, high input without manure</i>)
SOC _{pot}	95.0 tonnes C/ha = 9.5 kg C/m ²
SOC _{LU1}	77.9 tonnes C/ha = 7.79 kg C/m ²
SOC _{LU2}	72.8 tonnes C/ha = 7.28 kg C/m ²

Les valeurs de SOC_{pot}, SOC_{LU1} et SOC_{LU2} ont été calculées par (Brandão and Milà i Canals 2013) sur base de valeurs telles que celles du Tableau 5. Après transformation du sol, on a donc une perte de -5.1 tonnes C/ha. L

Le FC de transformation (CF_{transf}) [kg C.années/m²] se calcule alors de la manière suivante :⁴²

$$CF_{transf} = (SOC_{pot} - SOC_{LU1}) \cdot (t_{regen1} - t_{ini}) + \frac{1}{2}(t_{regen1} - t_{ini}) \cdot (SOC_{LU1} - SOC_{LU2})$$

$$= (9.5 - 7.79) \cdot (4.6 - 0) + \frac{1}{2}(4.6 - 0) \cdot (7.79 - 7.28) = 9$$

Le FC d'occupation (CF_{occ}) [kg C/m²] se calcule pour chaque année d'occupation de ce sol après transformation (t_{fin} = 1 année) au Royaume-Uni :

$$CF_{occ} = \frac{(SOC_{pot} - SOC_{LU2}) \cdot (t_{fin} - t_{ini})}{(t_{fin} - t_{ini})} = \frac{(9.5 - 7.28) \cdot (1 - 0)}{1 - 0} = 2.2$$

Cette démarche est appliquée pour toutes les régions climatiques et pour tous les types de sols, afin de pouvoir être utilisé dans les bases de données.

⁴² Il n'est pas clair comment le facteur t_{regen,1} a été fixé à 4.6 années.

11.4 ReCiPe2008 : Séparation des impacts d'occupation en effets locaux et régionaux

Pour calculer les impacts d'occupation des sols, ReCiPe2008 (la version antérieure de ReCiPe2016 approfondie dans le cadre de cette étude) décompose le calcul en 2 parties :

1. Le calcul d'un **effet local d'occupation** qui correspond aux impacts sur la biodiversité sur une l'aire directement occupée : par exemple, la perte de biodiversité sur une parcelle après avoir remplacé une forêt par un champ ;
2. Le calcul d'un **effet régional d'occupation** qui correspond aux impacts sur la biodiversité des terrains voisins à une aire occupée. En effet, la réduction de la superficie totale d'un type d'occupation a un impact sur la densité d'espèces (effet sur le facteur d'accumulation) y compris en dehors de la zone directement occupée, car les espèces ont moins d'espace globalement pour se développer et s'accumuler. Deux hypothèses sont proposées spécifiquement pour chaque terrain d'étude pour la prise en compte de cet effet régional (cf. Figure 43) :
 - Hypothèse A : l'aire occupée est isolée de terrains dont l'occupation est semblable. L'occupation réduit simplement la taille du terrain de référence et donc le nombre d'espèces du terrain de référence en dehors de l'aire d'occupation est modifié.
 - Hypothèse B : l'aire occupée est voisine de terrains dont l'occupation est semblable, et l'augmentation de l'aire totale (land type i) a pour conséquence de modifier également la biodiversité de ces terrains voisins. L'aire occupée réduit toujours la taille du terrain de référence (comme dans l'hypothèse A) et potentiellement modifie donc toujours le nombre d'espèces qui s'y trouvent.

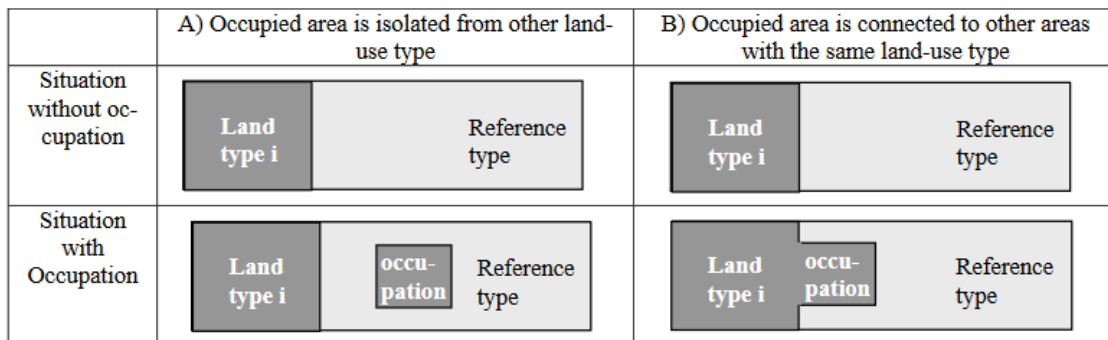


Figure 43 - Hypothèses A et B d'occupation d'un terrain selon ReciPe2008. (Goedkoop, et al. 2009)

Les impacts locaux et régionaux (suivant l'hypothèse choisie pour un terrain), sont ensuite additionnés pour obtenir l'impact total d'occupation du terrain sur la biodiversité. Les calculs des impacts de transformation de terrain sont décomposés suivant les mêmes hypothèses.

11.5 Exemple de calcul de SQI pour le modèle LANCA

Afin de clarifier la méthode de calcul permettant l'agrégation des 4 indicateurs utilisés par LANCA, un exemple issu de (De Laurentiis, et al. 2019) est présenté ci-dessous.

On considère le procédé j lié à l'utilisation d'un sol arable en Uruguay. Les facteurs de caractérisation (FC) d'occupation associés à ce procédé pour les 4 indicateurs sont les suivants :

- $FC_{BP,j} = 0.773 \text{ kg/m}^2\text{a}$
- $FC_{ER,j} = 5.541 \text{ kg/m}^2\text{a}$
- $FC_{GR,j} = 0.030 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{a}$
- $FC_{MF,j} = 1.004 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{a}$

Où BP représente l'indicateur de production biotique (biologique), ER la résistance à l'érosion, GR la capacité de réalimentation des nappes phréatiques et MF la capacité de filtration.

Ces quatre FC tombent dans l'intervalle délimité par les 5^{èmes} et 95^{èmes} percentiles (CF5 et CF95, respectivement) et ne sont donc pas affectées par l'étape de « cut-off ». Les valeurs sont reprises ci-dessous dans le

Tableau 33 – Valeurs des FC associées au redimensionnement des 4 indicateurs.

Indicator	Original values		Cutoff values		Re-scaled values	
	CF _{MIN}	CF _{MAX}	CF ^{5th}	CF ^{95th}	Technique A	
					CF _{MIN}	CF _{MAX}
BP	-1.93	1.75	-0.54	1.49	-36	100
EP	-8.15	624.9	-0.46	68.57	-1	100
GR	-1.17	1.74	-0.05	0.46	-11	100
MF	0	1149.75	0	255.5	0	100

Après avoir regroupé les 4 FC en question, on applique l'étape de redimensionnement, permettant d'exprimer les 4 FC en une unité commune. Il s'agit de diviser les différents FC par leur CF95 correspondant et de multiplier le résultat par 100 :

- $CF'_{BP,j} = \frac{0.77}{1.49} \times 100 = 52 \quad \text{Pt/m}^2\text{a}$
- $CF'_{ER,j} = \frac{5.54}{68.57} \times 100 = 8.1 \quad \text{Pt/m}^2\text{a}$
- $CF'_{GR,j} = \frac{0.03}{0.46} \times 100 = 6.6 \quad \text{Pt/m}^2\text{a}$
- $CF'_{MF,j} = \frac{1.00}{255.5} \times 100 = 0.39 \quad \text{Pt/m}^2\text{a}$

A présent, on peut appliquer l'iso-pondération entre ces 4 FC afin d'obtenir le FC agrégé pour le flux élémentaire en question :

- $\overline{CF}_{Occ,j} = 52 + 8.1 + 6.6 + 0.39 = 67 \quad \text{Pt/m}^2\text{a}$

Les FC de transformation « to » et « from » se calculent alors de la manière suivante, en supposant un temps de régénération de 20 ans :

- $\overline{CF}_{transf,to} = 67 \times 0.5 \times 20 = 670 \quad \text{Pt/m}^2$
- $\overline{CF}_{transf,from} = -67 \times 0.5 \times 20 = -670 \quad \text{Pt/m}^2$

11.6 Comparaison des bases de données permettant la mesure de la ZAN

Tableau 34 - Comparaison des caractéristiques des BDD nationales mesurant l'artificialisation, issu de (Cerema Nord-Picardie 2019).

Nom de la base	Couverture nationale	Homogène	Granulométrie fine	Mesure de l'artificialisation	Mise à jour	Remarques
Corine Land Cover	Oui	Oui	Non : la maille de restitution est de 25 ha, ce qui néglige le mitage. La base est utilisable à un niveau national ou éventuellement régional	oui	Tous les 6 ans	La maille de restitution et la période de mise à jour ne nous permet pas d'utiliser cette source conçue uniquement pour des comparaisons à l'échelle européenne.
Terruti-Lucas	Oui	Homogène dans l'espace, mais susceptible de changer au cours de la période (modification de méthode)	Non : la base est statistique (chaque point correspond à une centaine d'hectares) ¹ . La base est utilisable à un niveau national ou éventuellement régional	oui	Tous les deux ans	La maille de restitution, ainsi que l'absence de stabilité temporelle de la méthode ne nous permet pas d'utiliser ces données autrement qu'à une échelle nationale.
Déclaration d'intention d'aliéner (FNSAFER)	Oui	Oui	Oui	Non : mesure des acquisitions (marché foncier) et non de la conversion des terres	Tous les ans	La structure de la base nous permet d'observer le marché, et d'anticiper l'artificialisation. Il ne s'agit cependant que d'une mesure très indirecte, une partie des acquisitions ne donnant pas lieu à artificialisation. Il s'agit cependant d'un bon complément aux données directes.
Enquêtes agricoles	Non : couvre uniquement les espaces agricoles, et non les espaces naturels et forestiers	Oui	Oui	Non : mesure uniquement la surface soumise à la PAC	Tous les ans	Les données ne concernent que les terres agricoles exploitées, ce qui ne permet pas d'étudier l'artificialisation des autres terres agricoles ou des espaces naturels et forestiers.
Fichiers fonciers	Oui, sauf espaces non cadastrés	Oui	Oui	Oui	Tous les ans	

¹ La maille varie selon les territoires, de 40 ha pour La réunion à 178 ha pour les départements métropolitains.