



Analyse de cycle de vie intégrative de filières de production de biomasse à usage industriel par la valorisation de délaissés

Jérémy Rodrigues

► To cite this version:

Jérémy Rodrigues. Analyse de cycle de vie intégrative de filières de production de biomasse à usage industriel par la valorisation de délaissés. Génie des procédés. Université de Lorraine, 2016. Français. NNT : 2016LORR0321 . tel-01545556

HAL Id: tel-01545556

<https://theses.hal.science/tel-01545556>

Submitted on 22 Jun 2017

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>



Université de Lorraine

Ecole doctorale Ressources, Procédés, Produits et Environnement

Laboratoire Réactions Génie des Procédés UMR7274

Thèse

Présentée en vue de l'obtention du titre de Docteur de l'Université de Lorraine

Spécialité : Génie des Procédés et des Produits

Jérémy RODRIGUES

Soutenue publiquement le 2 décembre 2016

**Analyse de cycle de vie intégrative de filières de production
de biomasse à usage industriel par la valorisation de délaissés**

Composition du jury :

Valérie LAFOREST	Directrice de recherche Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne	Rapporteur
Guillaume JUNQUA	Maître assistant HDR, Ecole Nationale Supérieure des Mines d'Alès	Rapporteur
Jean Louis MOREL	Professeur Université de Lorraine, Laboratoire Sols et Environnement	Examineur
Enrico BENETTO	Chargé de recherche Luxembourg Institute of Science and Technology	Examineur
Marie-Noëlle PONS	Directrice de recherche CNRS Université de Lorraine, Laboratoire Réactions Génie des Procédés	Directrice de thèse
Marie-Odile SIMONNOT	Professeur Université de Lorraine, Laboratoire Réactions Génie des Procédés	Co-directrice de thèse
Sophie GUIMONT	Directrice Recherche et Développement Valterra Dépollution Réhabilitation	Invitée
Geoffroy SERE	Maître de conférences Université de Lorraine, Laboratoire Sols et Environnement	Invité

Table des matières

Table des matières.....	1
Liste des figures	3
Liste des tableaux	5
Liste des équations	7
Remerciements.....	8
Introduction.....	10
Chapitre I. Synthèse bibliographique : contexte global et état de l’art de l’évaluation environnementale	14
A. Introduction	15
B. Contexte général et problématique.....	15
1. Diminution des ressources disponibles	15
2. Enjeux de l’augmentation des besoins en biomasse.....	16
3. Problématique des sols dégradés.....	20
4. Construction de sol à partir de matériaux délaissés	23
5. Quelle pertinence environnementale pour la construction de sol ?.....	27
C. Présentation générale de l’Analyse de Cycle de Vie	29
1. Définition et objectifs	29
2. Méthodologie.....	30
3. Points de vigilance de l’ACV	35
D. Prise en compte des sols et des écosystèmes	48
1. Usage des sols	48
2. Ressource sol.....	57
3. Pollution.....	59
E. Synthèse	61
Chapitre II. Méthodologie développée.....	65
A. Introduction	66
B. Analyse de système multifonctionnels.....	66
1. Deux approches complémentaires.....	66
2. Intérêt et limites de l’approche soustractive	67
C. Evaluation des impacts du cycle de vie	68
1. Indicateurs conventionnels.....	68

2. Diagnostic Usage des sols	68
3. Exhaustivité et exactitude de l'analyse.....	70
D. Interprétation et synthèse des résultats	74
1. Méthodes de normalisation.....	74
2. Automatisation des analyses de sensibilité et d'incertitudes.....	81
3. Apports de l'analyse multidimensionnelle.....	82
E. Synthèse	84
Chapitre III. Application au projet LORVER	86
A. Introduction	87
B. Objectifs et périmètre propres à l'étude.....	87
1. Périmètre global de l'étude	87
2. Exclusions notables.....	88
3. Scénarii alternatifs.....	89
4. Indépendance entre valorisation des déchets et biomasse	91
C. Inventaire du cycle de vie	92
1. Formulation du sol construit.....	92
2. Transport des matériaux.....	93
3. Construction de sol (LORVER)	96
4. Autres procédés de végétalisation	98
5. Autres filières d'élimination des sous-produits (REF).....	99
6. Exploitation agricole	106
D. Synthèse	117
Chapitre IV. Évaluation des impacts et interprétation.....	119
A. Etapes prépondérantes et comparaison entre scénarii	120
1. Analyse de contributions du scénario LORVER	120
2. Analyse de contributions du scénario REF	124
3. Comparaison des impacts globaux.....	129
B. Analyses de sensibilité et d'incertitude.....	133
1. Corrélations entre indicateurs	133
2. Paramètres clés.....	139
3. Agrégations successives des résultats	141
Chapitre V. Discussion générale	153
A. Indicateurs développés	154
1. Méthodes d'évaluation.....	154

2. Priorisation des actions grâce aux frontières planétaires.....	156
B. Frontières planétaires : Consommation de ressources.....	160
1. Modèle conceptuel.....	160
2. Contraintes physiques sur les stocks et les flux	162
3. Adéquation aux besoins.....	162
4. Synthèse des cas de figure et évolution dans le temps.....	165
C. Rôle de la biodiversité dans la fourniture des services écosystémiques.....	168
1. Collecte des données sur le site	170
2. Synthèse sous format matriciel.....	175
3. Applications.....	178
Chapitre VI. Conclusion et perspectives.....	180
Références bibliographiques.....	187
Annexes.....	198
Annexe 1 : Article publié dans le Journal of Cleaner Production	199
Annexe 2 : Principe de l'analyse émergétique	214
Annexe 3: Analyse des contributions des étapes du cycle de vie d'une culture de TCCR.....	217
Annexe 4 : Prise en compte plus fine des polluants des matériaux et de la friche	220
Résumé.....	227
Abstract.....	227

Liste des figures

Figure 1 : Corrélation entre revenu individuel et consommation de ressources primaires, basée sur l'étude de 175 pays (Fischer-Kowalski et al., 2011)	16
Figure 2 : Consommation mondiale d'énergie primaire, répartie entre les différentes sources d'énergie (AIE, 2016).....	17
Figure 3 : Extraction de matières premières dans le monde en milliards de tonnes entre 1900 et 2005 (Fischer-Kowalski et al., 2011).....	19
Figure 4 : Cartographie des sites et sols pollués en France début 2012 (SOeS, 2014).....	21
Figure 5 : Fréquence de détection des HAP dans l'horizon de surface (30 premiers centimètres) des sols du nord de la France (Antoni et al., 2011).....	21
Figure 6 : Evolution des surfaces totales par nature d'occupation entre 1990 et 2012 (SOeS, 2015)	22
Figure 7 : Schéma de principe d'une filière de construction de sol (Séré, 2007).....	24
Figure 8 : Mise en place d'une première parcelle expérimentale de sol construit (Séré, 2007)	24
Figure 9 : Ancienne cokerie d'Homécourt et emplacement des installations du GISFI	25
Figure 10 : Structuration du projet LORVER en 5 lots.....	27
Figure 11: Etapes successives d'une Analyse de Cycle de Vie	30
Figure 12: Résumé des flux inventoriés pour un procédé générant deux produits A et B (EC - JRC - IES, 2010)....	31

Figure 13: Hiérarchie des différentes solutions pour répondre à la multifonctionnalité en ACV (EC - JRC - IES, 2010).....	32
Figure 14: Comparaison de deux approches de la gestion des déchets en ACV (élimination ou valorisation), appliquée à la saponification.....	38
Figure 15: Erreurs sur le résultat d'une ACV, induites par un inventaire incomplet ou erroné, et un manque de données caractérisées.....	40
Figure 16: Exemples de facteurs de caractérisation pour l'épuisement des ressources en eau en fonction des pays.....	43
Figure 17: Comparaison entre trois systèmes sur la base de trois catégories d'impact (a), ou de leur moyenne équipondérée.....	45
Figure 18: Présentation du concept de frontières planétaires (Bjørn et Hauschild, 2015).	47
Figure 19: Classification des écosystèmes terrestres en quatorze biomes et huit grands domaines, utilisée pour la caractérisation des impacts liés à l'usage des sols (Olson et al., 2001).....	49
Figure 20 : Principe de l'évaluation des impacts liés aux changements d'usage des sols.	52
Figure 21: Flux de métaux pris en compte et mode de comptabilisation par Nemecek et al. (2014) pour des parcelles agricoles classiques	60
Figure 22: Effet de l'inclusion de données incertaines dans un inventaire, sur l'impact potentiel et son incertitude.	62
Figure 23: Résumé des impacts environnementaux les plus fréquemment étudiés, adapté de EC - JRC - IES (2010).....	64
Figure 24 : Comparaison entre deux approches complémentaires de la comptabilisation des déchets du sol construit	67
Figure 25: Résumé des flux de transformation de sol induits par l'Homme théoriquement possibles entre sols naturels, pseudo-naturels et artificiels.....	69
Figure 26 : Résumé de la procédure de génération de scénarii contrastés, basée sur un algorithme de Monte Carlo et une distribution uniforme d'un paramètre de contrôle	82
Figure 27 : Principe de base de l'Analyse en Composantes Principales	83
Figure 28 : Frontières du système étudié dans le cas de LORVER.	88
Figure 29: Cartographie des gisements de sous-produits identifiés en Lorraine et emplacement de la friche réhabilitée (Gossiaux et Guimont, 2013).....	94
Figure 30 : Localisation et superficie des parcelles expérimentales et de la zone de stockage intermédiaire des matériaux (Gossiaux et Guimont, 2015).....	97
Figure 31: Récapitulatif des étapes du procédé de construction de sol.....	98
Figure 32: Substitution de matériaux naturels par les matériaux inertes	102
Figure 33 : Récolte et broyage de biomasse ligneuse en TTCR avec une ensileuse équipée d'une tête de récolte adaptée (image de Dimitriou I. (Dimitriou et Rutz, 2015)).....	108
Figure 34 : Contributions de chaque étape du cycle de vie d'une culture Chanvre LORVER à ses impacts totaux, réparties en trois catégories selon les étapes dominantes.....	124
Figure 35 : Contributions de chaque étape du cycle de vie d'une culture Chanvre REF à ses impacts totaux, réparties en deux catégories selon les étapes dominantes	125
Figure 36 : Bilan des émissions de gaz à effet de serre de la filière REF Chanvre.....	127
Figure 37 : ACP des impacts des cultures Chanvre et TTCR selon les scénarii LORVER et REF sur leur cycle de vie.	131
Figure 38 : Impacts des cultures Chanvre et TTCR selon les scénarii LORVER et REF, répartis selon les scénarii les plus impactants	132
Figure 39 : Graphe des individus et des scénarii les plus représentatifs des axes 1 et 2 pour l'ACP des résultats de l'analyse d'incertitude de la filière LORVER.....	140
Figure 40 : Graphe des individus et des scénarii les plus représentatifs des axes 3 et 4 pour l'ACP des résultats de l'analyse d'incertitude de la filière LORVER.	141
Figure 41 : Diagrammes des corrélations des résultats de l'analyse d'incertitude de la filière LORVER.	142

Figure 42 : Comparaison des impacts de l'axe Ia, agrégés et exprimés en équivalent-habitants, des différents scénarii générés et de leurs incertitudes	144
Figure 43 : Comparaison des impacts de l'axe Ib, agrégés et exprimés en équivalent-habitants, des différents scénarii générés et de leurs incertitudes	145
Figure 44 : Comparaison des impacts de l'axe IIa, agrégés et exprimés en équivalent-habitants, des différents scénarii générés et de leurs incertitudes	146
Figure 45 : Comparaison des impacts de l'axe IIb, agrégés et exprimés en équivalent-habitants, des différents scénarii générés et de leurs incertitudes	147
Figure 46 : Comparaison des impacts de l'axe IIIa, agrégés et exprimés en équivalent-habitants, des différents scénarii générés et de leurs incertitudes.	148
Figure 47 : Comparaison des impacts de l'axe IIIb, agrégés et exprimés en équivalent-habitants, des différents scénarii générés et de leurs incertitudes	149
Figure 48 : Comparaison des impacts sur le climat, exprimés en équivalent-habitants, des différents scénarii générés et de leurs incertitudes.....	150
Figure 49 : Synthèse de l'ensemble des impacts des scénarii étudiés, exprimés en équivalent-habitants.....	151
Figure 50 : Classification d'un indicateur d'impact selon la valeur de ses indices de significativité α , de durabilité β et de priorité γ	158
Figure 51 : Modèle simplifié des flux et stocks d'une ressource (énergie, matériau, substance)	161
Figure 52 : Stratégies appropriées pour satisfaire une augmentation des besoins en ressource, en fonction du caractère renouvelable des stocks	165
Figure 53 : Exemple de simulation de la couverture des besoins en ressources et impact sur leur durée de vie	167
Figure 54 : Synthèse des interactions Sol-Plante, et altérations induites par la faune et la flore locales (Tixier et al., 2013)	170
Figure 55 : Cadre conceptuel de la modélisation des services écosystémiques	171
Figure 56 : Zone d'influence de différentes espèces susceptibles d'agir sur un territoire	172
Figure 57 : Matrice des interactions entre milieu, espèces vivantes, interventions humaines et processus écologiques.....	175
Figure 58 : Diagramme des interactions entre différents objets (milieu, espèces vivantes, interventions humaines, processus écologiques)	179

Liste des tableaux

Tableau 1 : Expansion potentielle des terres cultivées en millions d'hectares, entre 2005 et 2050.....	18
Tableau 2 : Synthèse des configurations possibles pour qu'un sol soit considéré comme délaissé ou pas, selon trois critères.....	19
Tableau 3 : Résumé des déchets valorisés et des débouchés potentiels de la biomasse produite dans le cadre de LORVER (Gossiaux et Guimont, 2014)	26
Tableau 4 : Récapitulatif des impacts considérés et de la maturité des méthodes recommandées par la Commission Européenne (EC - JRC - IES, 2011; Hauschild et al., 2012; Dong et al., 2013)	33
Tableau 5: Formulations de la méthode de calcul des impacts du cycle de vie d'un bien.....	34
Tableau 6: Synthèse des points de vigilance en ACV, par étape et par thématique, adapté de Reap et al. (2008a, 2008b).....	36
Tableau 7: Bilan et impact hydrique de la production de 1 MWh d'électricité	42
Tableau 8: Impacts générés à l'échelle de l'UE 27 en 2010 et facteurs de normalisation par habitant (Benini et al., 2014)	47

Tableau 9: Synthèse des usages de sols et biotopes les mieux documentés dans les bibliothèques de SimaPro (v8.1).....	51
Tableau 10: Estimations de temps de régénération pour différents écosystèmes (Koellner et Scholz, 2007)	54
Tableau 11: Estimation des temps de régénération pour atteindre le potentiel maximum de production de biomasse	54
Tableau 12: Sélection de services écosystémiques pris en compte en ACV	56
Tableau 13: Résumé de la procédure de calcul des émissions au champ (Nemecek et al., 2014).....	59
Tableau 14: Description des indicateurs calculés pour l'usage des sols	71
Tableau 15: Types de sols inventoriés dans le calcul des impacts Défrichement d'espaces naturels, Artificialisation des sols et Restauration des sols, basés sur la nomenclature proposée par l'UNEP-SETAC (Koellner et al., 2012).....	72
Tableau 16 : Calcul des facteurs de normalisation (en gras) relatifs à l'usage des sols (Sala et al., 2015).....	77
Tableau 17: Synthèse des facteurs de normalisation disponibles ou développés pour cette thèse, pour les différents indicateurs étudiés.	79
Tableau 18: Description de scénarii contrastés, de leurs fonctions attendues, et positionnement dans le contexte lorrain.....	90
Tableau 19: Besoin agronomiques des cultures étudiées (Gossiaux et Guimont, 2015)	93
Tableau 20 : Récapitulatif des distances parcourues par les délaissés jusqu'à leur valorisation finale.....	95
Tableau 21 : Description des actions de réhabilitation prises en compte dans le foreground du système.....	99
Tableau 22 : Bilan des surfaces transformées/occupées par un ISDI, et autres flux tels qu'inventoriés par Ecolnvent (Doka, 2007) et adaptés au cas d'étude.....	101
Tableau 23 : Compositions moyennes des boues papetières (mg/kg)	103
Tableau 24: Résumé des adaptations proposées pour les données sur le compost.....	105
Tableau 25 : Itinéraire technique relatif aux cultures en TTCC (AILE, 2007; Dimitriou et Rutz, 2015).....	107
Tableau 26 : Données Ecolnvent utilisées pour modéliser les cultures du chanvre et TTCC.	109
Tableau 27: Calcul de l'érosion potentielle sur les sols étudiés, à partir de leurs paramètres structuraux (OMAFRA Engineering, 2015; Panagos et al., 2014, 2015c; Wischmeier and Smith, 1978)	110
Tableau 28 : Données régionales de perte de sol par érosion hydrique (Service de l'observation et des statistiques, 2015)	112
Tableau 29 : Concentrations en éléments traces métalliques dans les tiges de chanvres acquises dans le cadre du projet auprès de trois exploitations agricoles, en mg/kg de matière sèche, mesurées par ICP-MS.....	113
Tableau 30: Concentrations en éléments traces métalliques dans la biomasse ligneuse récoltée, en mg/kg de matière sèche (Chalot et al., 2012), et utilisation dans les différents scénarii.....	113
Tableau 31 : Concentrations moyennes retenues en HAP dans les percolats récoltés sur des sols contaminés, exprimées en µg/L de percolat (Hanser, 2015)	114
Tableau 32 : Teneurs médianes en ETM pour la vallée de la Moselle (Duigou et Baize, 2010), retenues pour comparaison avec les teneurs en ETM des sols construits.....	115
Tableau 33 : Synthèse des facteurs de caractérisation retenus pour l'occupation d'un sol construit	116
Tableau 34 : Rappel des principales hypothèses des scénarii LORVER et REF, selon les cultures étudiées.....	117
Tableau 35 : Résumé des hypothèses et paramètres modifiés dans les analyses de sensibilité et d'incertitude.	118
Tableau 36 : Principaux contributeurs aux impacts en fonction des scénarii	121
Tableau 37 : Consommables nécessaires à la production d'une tonne de chaux vive et impacts associés (Kellenberger et al., 2007).....	127
Tableau 38 : Récapitulatif des impacts globaux du cycle de vie d'un hectare de friche réhabilitée et exploité pendant 20 ans, dans le scénario LORVER ou REF.	130
Tableau 39 : Tableau des corrélations entre les indicateurs d'impacts bruts et agrégés	136
Tableau 40 : Récapitulatif des impacts moyens des filières étudiées, tous scénarii confondus, exprimés en impacts bruts, ou en équivalent habitant moyen (durable) de l'UE27	138
Tableau 41 : Rappel du principe et des limites des indicateurs eau et sols recommandés par l'ILCD	154
Tableau 42 : Formules des dates à l'épuisement pour les différentes ressources	166

Tableau 43 : Synthèse des effets de certains processus de dégradation des sols (ligne) sur d'autres processus ou fonctions écosystémiques (colonnes).....	176
Tableau 44 : Extrait du tableau des procédés et propriétés affectées par les meilleures pratiques disponibles (Bringezeu et al., 2014).....	177

Liste des équations

Équation 1 : Relation entre perte de sol (t) et perte de ressource écologique (seI)	58
Équation 2 : Relation entre profondeur du sol et masse de sol présente	58
Équation 3 : Relation affine entre perte de matière organique (gC/m^2) et perte de production primaire nette ($\text{gC/m}^2\text{an}$). Les coefficients a (m^2/gC) et b (-) sont les paramètres de cette relation.	58
Équation 4: Formule de calcul des économies potentielles de fertilisation induites par les apports de compost au sol construit.....	104
Équation 5: Formule de calcul des émissions de polluants induites par le compost apporté au sol construit	104
Équation 6 : Bilan de matière pour l'élimination de 1 tonne de biodéchets dans le cas EcoInvent et dans le cas des boues papetières, (avec I , E , η et η^* en tonnes (ou une unité physique appropriée), λ sans dimension	105
Équation 7 : Calcul du ratio des intrants et émissions d'un procédé de compostage entre deux valeurs du rendement en compost	105
Équation 8 : Calcul de la capacité d'échange cationique en fonction des propriétés du sol	116
Équation 9 : Contraintes physiques appliquées aux stocks de ressources primaires, secondaires et utilisées par la technosphère	162
Équation 10 : Encadrement des stocks de ressources par l'adéquation aux besoins	164
Équation 11 : Evolution du stock de ressource dans la technosphère dans le temps et contrainte physique	164
Équation 12 : Contrainte sur la perte irréversible de ressource en fonction des flux physiques et des besoins économiques	164
Équation 13 : Expression des besoins en production en fonction des stocks nécessaires et des pertes de l'économie	164
Équation 14 : Adéquation de la production aux besoins de l'économie	165

Remerciements

Au détour d'une conversation, une amie fort bien inspirée me résumait la thèse en ces termes : « La thèse, c'est une formidable aventure humaine et scientifique ». Je ne saurais commencer ce mémoire sans exprimer ma gratitude à mes deux encadrantes, Marie-Noëlle PONS et Marie-Odile SIMONNOT, respectivement directrice de recherche CNRS et professeure à l'Université de Lorraine, pour m'avoir donné la chance de vivre cette aventure passionnante, et m'avoir accompagné tout au long de mon parcours grâce à leurs conseils bienveillants.

Je remercie également Valérie LAFOREST, directrice de recherche à l'Ecole des Mines de Saint-Etienne, et Guillaume JUNQUA, enseignant chercheur à l'Ecole des Mines d'Alès, pour avoir accepté d'évaluer mes travaux de thèse, et pour leurs remarques constructives.

Un grand merci à Antoine GERARD, ingénieur projet de l'association de transfert PROGEPI, pour m'avoir aidé, tout au long de ma thèse, à prendre du recul sur mes travaux et à préparer certains modèles utilisés dans cette thèse ainsi que les livrables du projet LORVER, dans le cadre duquel cette thèse a été réalisée.

Je tiens également à remercier les partenaires financeurs du programme de recherche LORVER – à savoir : l'Union Européenne et la Région Lorraine – ainsi que l'ensemble des parties prenantes, qu'elles soient du monde académique ou du monde industriel. Pour mener ma thèse à bien, je me suis appuyé sur des données recueillies auprès d'un grand nombre d'acteurs de ce projet, et j'ai pu compter sur leur accueil bienveillant, leur disponibilité, leur patience.

En particulier, je remercie chaleureusement Jean-Louis MOREL, Geoffroy SERE, Sophie GUIMONT, qui sont à l'initiative de ce projet, pour leurs précieux conseils, pour avoir accepté d'évaluer mes travaux avec Enrico BENETTO, dont la démarche scientifique a trouvé une oreille attentive. Leurs retours favorables, et leur assurance que mes travaux leur ont ouvert de nouvelles perspectives, constituent pour moi la meilleure des récompenses : le sentiment d'une mission accomplie.

Je n'oublie pas Lucas G., Apolline A., Quentin V., Thibaut S., Damien B., Catherine S., Guillain M., Anthony D., Florent F., Rémi B., Mélanie M., Alain R., Laurent D., Christophe S., Noële R., Riccardo M., Fabien L., Frédéric R., qui ont eux aussi été sollicités à maintes reprises, et ont toujours su se montrer disponibles – pour des conseils, des cours particuliers, des coups de main, des données.

Cette thèse a été riche sur le plan scientifique, mais aussi sur le plan humain, grâce aux personnes extraordinaires rencontrées, notamment au Laboratoire Réactions et Génie des Procédés, en particulier : Claire H., pour son soutien permanent, notamment pendant la dernière ligne droite ; Mathilde G., Zeinab C. et Lucie B., nouvelles arrivées, bien vite intégrées, pour leur bonne humeur et leur amitié ; Vivian H., Julien M., Marie R., Bérénice R., Xin Z. pour l'ambiance vivifiante qu'ils ont apportée dans le bureau.

Au-delà de cette équipe très soudée, d'autres amitiés solides ont vu le jour : un grand merci à Miriam D., David T., Selven R., Guillemette T., Daphné S., Loïc W., Quentin R., Carlos M., Daniela F., Jérémie H., François M., François V., Maria C., Billy H., Ryad B., Etienne B., Chloé P., David A., Karine G., pour les innombrables moments passés ensemble, au restau, au bureau, chez les uns et les autres. Bien d'autres personnes ont égayé mon quotidien et je les en remercie.

La thèse est une activité prenante, et il est essentiel de trouver un équilibre. Je remercie donc toutes les personnes avec qui j'ai pu courir au SUAPS, en particulier : Vincent B., un prof et une personne extraordinaire, Irène M. pour nos discussions passionnantes, Julien C. pour son humour printanier, Pauline D., Gauthier V. pour leur cœur en or massif ; l'ensemble des Colibris, ces citoyens motivés par le profond désir de « faire leur part », avec qui j'ai pu rêver d'un monde meilleur ; l'ensemble des membres du très bien nommé Institut Inspire, mené par Emmanuel D., dont la philosophie et la force tranquille m'ont énormément... inspiré depuis mes débuts dans le monde professionnel.

Enfin, je remercie de tout mon cœur ma famille, en particulier mes parents et mes sœurs, pour leur soutien de toujours, et pour les qualités précieuses qu'ils possèdent et que j'essaye toujours de faire miennes : la bienveillance, le goût du travail bien fait, la curiosité, l'opiniâtreté, l'énergie et la joie de vivre.

Introduction

*« Quand le dernier arbre aura été abattu,
Quand la dernière rivière aura été empoisonnée,
Quand le dernier poisson aura été pêché,
Alors on saura que l'argent ne se mange pas. »*

Chef Apache Geronimo

Contexte

La pression exercée par l'Homme sur les mécanismes écologiques et les ressources disponibles n'a cessé de croître, en particulier depuis la Révolution Industrielle. Cette pression, poussée par l'accroissement du niveau de vie et de confort matériel et l'augmentation de la population, se manifeste à la fois par une consommation accrue de ressources – essentiellement non renouvelables – et par une augmentation et une diversification des sources de pollution. L'Homme en est ainsi arrivé au stade où les ressources facilement exploitables sont proches de l'épuisement, et où l'accroissement de la demande incite à l'exploitation de ressources de moindre qualité. Les techniques utilisées pour exploiter ces ressources, souvent plus coûteuses et polluantes qu'auparavant, accentuent encore le problème, tandis que les perturbations des écosystèmes présentent des menaces grandissantes sur l'adéquation des milieux aux besoins de l'Homme.

Dans ces conditions, ce dernier doit réduire considérablement sa dépendance aux ressources non renouvelables et s'engager dans des modes de production et de consommation respectueux des écosystèmes, *i.e.* qui minimisent les impacts négatifs sur eux, voire contribuent à les restaurer. Parmi les options disponibles pour ce faire, la production de biomasse (pour produire de l'énergie, des matériaux ou molécules d'intérêt) présente des perspectives intéressantes, mais se heurte à de possibles conflits d'usage avec la production alimentaire et la préservation de la biodiversité, déjà sous pression.

Une piste plus acceptable socialement, envisagée depuis plusieurs années, est de produire tout ou partie de cette biomasse sur des sites délaissés, *i.e.* jugés inadaptés pour une production alimentaire car trop peu fertiles, pollués ou dégradés par les activités humaines passées. De telles surfaces, très présentes dans des régions au fort passé industriel et/ou urbanisées, doivent être réhabilitées écologiquement pour neutraliser les risques associés à leur pollution et assurer des fonctions essentielles aux activités proches (régulation des flux hydriques, biodiversité, *etc.*).

La production de biomasse sur ces espaces peut être une méthode de réhabilitation à long terme, relativement peu coûteuse et rentabilisée par la valorisation économique des récoltes. Cependant, le caractère dégradé des sols peut nuire à l'implantation d'une culture, si bien que des adaptations du milieu peuvent être nécessaires.

La construction de sol à partir de matériaux inertes ou organiques, dotés d'un potentiel agronomique, semble prometteuse pour lever cet obstacle. En effet, dans le cadre de recherches menées par le Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Friches Industrielles (GISFI) et en partenariat avec la société Valterra Dépollution Réhabilitation, la capacité d'un tel sol à supporter une production de biomasse a été démontrée. Son principal intérêt réside dans son coût relativement faible par rapport à d'autres techniques de réhabilitation : en effet, elle permet de valoriser des sous-produits industriels dont les filières conventionnelles d'élimination sont saturées ou présentent des impacts sur l'environnement, et dont les coûts peuvent être élevés.

Dans le cadre du programme de recherche LORVER (<http://www.lorver.org>), financé par l'Agence de Mobilisation Economique de la Région Lorraine et le Fond Européen de Développement Economique Régional, un consortium d'acteurs académiques et industriels étudie la faisabilité et l'intégration dans une filière complète de réhabilitation de friches industrielles, de production et valorisation de biomasse à partir d'un sol construit de ce type.

Objectifs

Cette thèse fait partie intégrante de ce projet de recherche. Elle répond au besoin d'évaluer les impacts potentiels d'une filière de type LORVER sur l'environnement. Ses objectifs sont ainsi de :

- décrire différentes filières possibles de production de biomasse non alimentaire, basées ou non sur ce sol construit, et en évaluer les impacts potentiels sur les ressources et sur l'environnement ;
- les comparer entre elles pour en identifier les forces et faiblesses ;
- assister les décideurs dans le choix des techniques les plus pertinentes (choix techniques, filières, actions de réduction des impacts) en fonction des enjeux environnementaux prioritaires.

Cette recherche est basée sur l'Analyse de Cycle de Vie (ACV), une méthode normée d'évaluation environnementale qui englobe l'ensemble du cycle de vie d'un bien ou d'une filière, *i.e.* de l'extraction des ressources nécessaires à son fonctionnement jusqu'à son élimination. L'intérêt de cette méthode repose sur la vision globale qu'elle offre, grâce à laquelle les conséquences potentielles d'un choix technique peuvent être identifiées et quantifiées.

Ce travail doit en outre tenir compte de certaines spécificités de la construction de sol. Tout d'abord, utiliser un sol dégradé, dont on restaure les propriétés, semble plus approprié que d'utiliser un sol agricole ou un espace présentant une biodiversité importante. Des indicateurs doivent donc être proposés pour faire ressortir cet avantage, et doivent idéalement être applicables à d'autres sites que les friches à réhabiliter pour identifier de potentiels transferts d'impacts entre le sol réhabilité et d'autres espaces affectés par les filières étudiées.

Par ailleurs, le caractère innovant de cette technique de construction de sol, des difficultés rencontrées dans l'acquisition de données, ainsi que la complexité du monde vivant, ont généré des incertitudes fortes sur les impacts potentiels étudiés. Cette problématique a été considérée, dans cette thèse, comme une opportunité, celle de décrire une grande diversité de situations pour mieux identifier les enjeux les plus importants et les conditions dans lesquelles les conclusions sont valides.

Organisation de la thèse

Ce manuscrit s'organise en six chapitres :

- une synthèse bibliographique (chapitre I) : après un rappel des enjeux globaux de la production de biomasse et de l'usage des sols, le principe de l'ACV, son fonctionnement et ses limites sont présentés, avant de décrire la façon dont les sols sont généralement pris en compte ;
- la description d'une méthodologie générale d'évaluation des filières de étudiées (chapitre II) : face aux limites de l'ACV et de la prise en compte des spécificités des sols délaissés, différents indicateurs d'impacts ont été proposés. Ils permettent, avec un minimum d'hypothèses, d'évaluer l'empreinte de l'Homme (consommations, transformations) sur les ressources naturelles, les écosystèmes et le sol. Lorsque cela est possible, la gravité des impacts étudiés est évaluée grâce au concept des frontières planétaires, qui fixent des seuils à ne pas dépasser pour ne pas compromettre les écosystèmes de façon irréversible. Par ailleurs, la diversité des contextes, des indicateurs étudiés, et leurs incertitudes, ont conduit au recours à des outils d'analyse de données pour simplifier l'interprétation des résultats ;
- l'inventaire du cycle de vie de la technique de construction de sol (chapitre III) : les hypothèses et données utilisées pour évaluer cette technique sont décrites en détail, de même que la façon dont elles sont prises en compte dans l'évaluation des impacts ;
- les résultats de l'étude conduite (chapitre IV) : les principaux impacts du sol construit sont présentés et mis en perspective dans un contexte plus global. Ses forces et faiblesses sont mises en évidence, dans le contexte de l'étude ;
- une discussion générale (chapitre V) revient sur quelques indicateurs développés et propose des améliorations. Elle développe ensuite un ensemble de pistes conceptualisées dans la thèse, pour prioriser les impacts, fixer des objectifs robustes dans la gestion des ressources, et à terme, valoriser le rôle de la biodiversité dans la fourniture de services écosystémiques.
- Enfin, une synthèse globale de ces travaux de thèse est présentée et mise en perspective (chapitre VI). Des préconisations sont ainsi faites pour consolider ces travaux.

Chapitre I. Synthèse bibliographique : contexte global et état de l'art de l'évaluation environnementale

« Une nation qui détruit son sol se détruit elle-même »

Franklin D. Roosevelt

« Les forêts précèdent les hommes, les déserts les suivent. »

Chateaubriand

.

A. Introduction

Ce chapitre présente le contexte global et méthodologique de la thèse. Dans un premier temps, il expose les enjeux globaux relatifs à la consommation de ressources liée aux activités humaines et à la dégradation des sols. Il introduit ainsi une technique particulière de réhabilitation développée par les partenaires du Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Friches Industrielles, basée sur la mise en place d'un sol fertile, construit à partir de sous-produits d'origine industrielle.

La problématique principale de cette thèse porte sur l'évaluation environnementale d'une telle technique. Les enjeux de cette évaluation seront soulevés dans ce chapitre.

Dans un second temps, l'Analyse de Cycle de Vie est décrite, sa méthodologie, ses forces et ses limites sont explicitées. L'ACV est ainsi présentée comme un équilibre délicat entre la vision globale qu'elle permet et sa complexité potentielle, liée notamment au nombre important de données qu'elle requiert, et d'indicateurs qu'elle peut fournir.

Une attention particulière est ensuite apportée aux enjeux relatifs aux sols, leur caractère potentiellement dégradé et leur préservation, et la prise en compte de ces enjeux en ACV. Enfin, une synthèse de ces travaux est exposée, accompagnée de préconisations suivies dans cette thèse.

B. Contexte général et problématique

1. Diminution des ressources disponibles

Depuis la Révolution Industrielle, la consommation en ressources énergétiques et minérales a augmenté de façon continue, d'autant plus en raison d'un accroissement de la population mondiale ainsi que du niveau de vie moyen (Hudson, 1992). Cette tendance va probablement s'amplifier au cours du XXI^{ème} siècle : la population mondiale devrait passer de 6,1 milliards en 2000 à 9,7 milliards en 2050 (United Nations, 2015), soit une augmentation de près de 60% en un demi-siècle, alors qu'elle est restée sous la barre de 1 milliard jusqu'à la Révolution Industrielle (Steffen et al., 2004).

En parallèle, le développement économique des pays émergents se fait selon des modalités analogues à celui des pays dits développés, notamment de l'OCDE. Or, ces derniers présentent les consommations de ressources individuelles – et les émissions de gaz à effet de serre associées – les plus importantes (Fischer-Kowalski et al., 2011; Chancel et Piketty, 2015) (Figure 1).

Il résulte de ces tendances un accroissement de la prédation par l'Homme des ressources naturelles (Fischer-Kowalski et al., 2011), pourtant disponibles en quantité limitée. Si cette tendance se poursuit, l'essentiel des ressources énergétiques et minérales auront atteint un pic avant la fin du XXI^{ème} siècle, et seront structurellement condamnées à régresser après ce pic. Même si les ressources disponibles étaient le double de leur valeur estimée, l'année du pic ne serait retardée que de 30 ans, du fait du rythme de l'augmentation des besoins (Valero et Valero, 2010).

Par ailleurs, la qualité des gisements disponibles subit un déclin permanent, pour les ressources énergétiques comme minérales (Hirsch et al., 2007; International Council on Mining and Metals (ICMM), 2012), avec pour conséquence une consommation énergétique accrue par unité de ressource extraite (Mudd, 2010). Une tendance similaire est constatée pour les besoins en eau et la production de déchets associées à l'extraction de ressources.

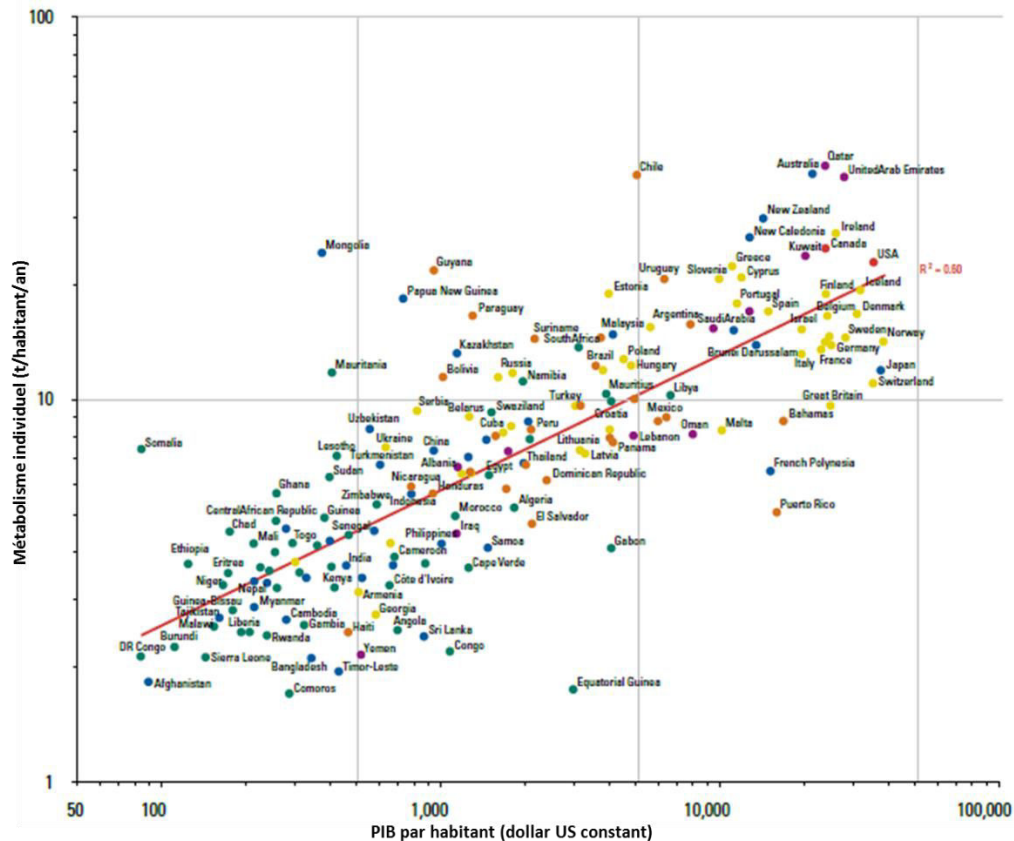


Figure 1 : Corrélation entre revenu individuel et consommation de ressources primaires, basée sur l'étude de 175 pays (Fischer-Kowalski et al., 2011)

En conséquence, les ressources disponibles subissent un déclin structurel, alors que leur consommation ne cesse d'augmenter et que leur extraction est de plus en plus polluante.

Pour continuer à satisfaire les besoins humains, l'économie doit donc (1) considérablement réduire sa consommation de ressources et (2) remplacer les ressources non renouvelables qu'elle utilise actuellement par des ressources renouvelables, c'est-à-dire dont les stocks se renouvellent au moins aussi vite que ce l'Homme consomme.

Cette thèse se concentre sur l'augmentation de la production de ressources renouvelables.

2. Enjeux de l'augmentation des besoins en biomasse

Parmi les ressources renouvelables, la biomasse offre des perspectives intéressantes :

- elle est la principale source d'énergie renouvelable au monde, loin devant l'hydroélectricité et toutes les autres ressources renouvelables réunies (Figure 2) ;
- contrairement aux autres ressources d'énergie renouvelables, sa captation et son stockage ne nécessitent pas de consommations d'importantes quantités de ressources minérales. Elle repose en effet sur la photosynthèse, qui ne consomme quasiment que du dioxyde de carbone, de l'eau et, dans une moindre mesure, des nutriments ;
- outre ses applications comme source d'énergie, la biomasse peut également avoir des débouchés de plus haute valeur ajoutée (matériau, fibre, molécules d'intérêt).

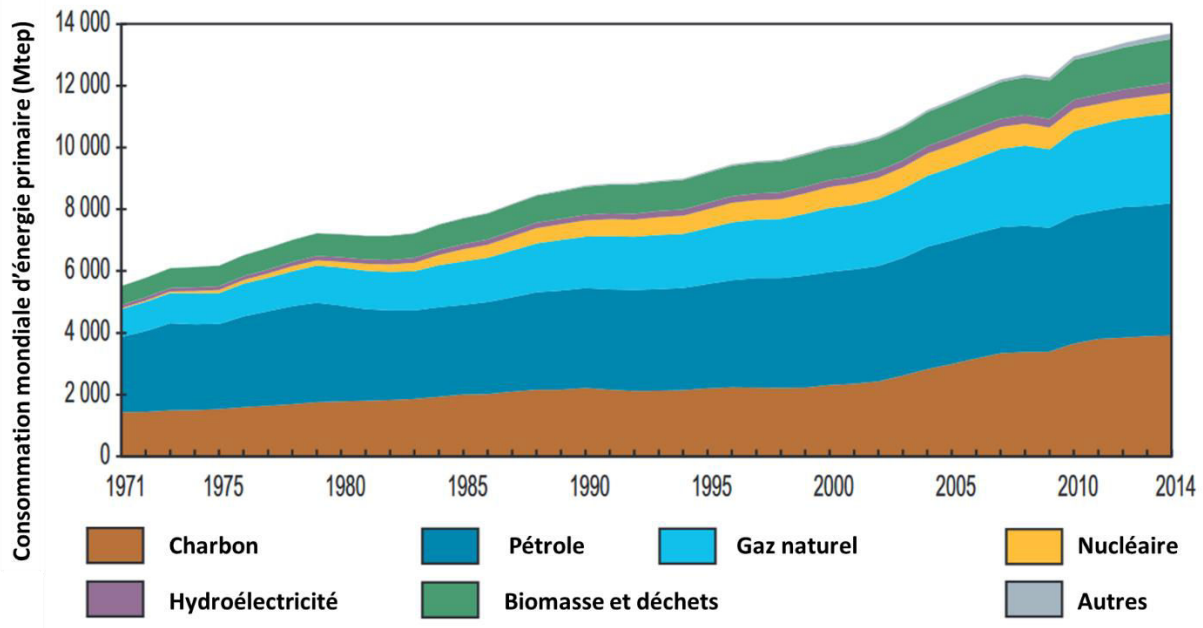


Figure 2 : Consommation mondiale d'énergie primaire, répartie entre les différentes sources d'énergie (AIE, 2016)

Néanmoins, sa production nécessite d'importantes surfaces, ce qui pose le problème de la concurrence d'usages des sols, en particulier avec la production de nourriture et la protection de la biodiversité. Ainsi, les surfaces dédiées à la production de biomasse, alimentaire ou non, semblent vouées à augmenter au détriment des espaces naturels, alors que de telles conversions représentent le principal facteur de perte de biodiversité (Maxwell et al., 2016; Slingenberg et al., 2009). Or cette dernière est essentielle au maintien de nombreuses fonctions écologiques, dont notamment la mitigation des pollutions induites par l'Homme (Hooper et al., 2012).

A titre d'exemple, la politique européenne de développement des biocarburants est responsable de la conversion de 8,8 millions d'hectares de terres en culture de bioénergie – soit l'équivalent de la superficie de l'Autriche – dont 2,9 sont mises en place en Europe sur des friches, mais 2,1 le sont en Asie du Sud-Est, via des exploitations d'huile de palme, cette dernière étant plus compétitive (Valin et al., 2015). Or, elle nécessite le défrichement de tourbières, importants réservoirs de biodiversité et stocks de carbone, qui induit notamment de fortes émissions de gaz à effet de serre.

Dans un exercice de prospective, le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE ou UNEP en anglais) met ainsi en garde contre ces concurrences d'usage. Il va jusqu'à préconiser de limiter la production de biomasse non alimentaire, parmi d'autres mesures, pour stabiliser la surface exploitée par l'Homme (Tableau 1). Cette limitation présenterait le deuxième gisement d'économies de surfaces, après la réduction du gaspillage alimentaire et de la consommation de produits carnés.

Cependant, cette option semble incompatible avec la nécessité d'accroître la production de biomasse pour remplacer les ressources non renouvelables. En effet, dans les années 2000, l'extraction de matières premières atteignait 60 milliards de tonnes, dont « seulement » le tiers était de la biomasse (Figure 3). A titre indicatif, s'il était nécessaire et réaliste de remplacer intégralement les ressources non renouvelables par de la biomasse, il faudrait tripler la production de biomasse consommée par l'Homme.

Tableau 1 : Expansion potentielle des terres cultivées en millions d'hectares, entre 2005 et 2050

Tendance dominante			Economies potentielles		
Hypothèse	Basse	Haute	Hypothèse	Basse	Haute
Production alimentaire	71	300	Réduire la consommation de viande et le gaspillage alimentaire	96	135
Biocarburants	48	80	Diviser par deux les objectifs	24	40
Biomatériaux	4	115	Contraindre la demande	0	57
Expansion nette	123	495	Economie nette	120	232
Compensation pour l'artificialisation des sols	107	129	Réduire l'artificialisation de terres fertiles de 10% (planification urbaine)	11	13
Compensation pour la dégradation des sols	90	225	Réhabilitation de 33% des sols dégradés ou abandonnés	30	74
Expansion brute	320	849	Economie nette	161	319

Note : Les valeurs présentées montrent la **tendance dominante** de l'expansion des terres, **et les économies potentielles liées à une réduction de la consommation et une meilleure gestion**, en fonction d'hypothèses hautes ou basses (Bringeau et al., 2014)

Indirectement, réduire la consommation totale de matières premières reste donc une nécessité absolue pour réduire la pression sur la biomasse. Néanmoins, l'UNEP indique un autre gisement d'économies d'espaces naturels : la réduction de l'artificialisation et la restauration des sols dégradés / abandonnés. Ce gisement permettrait d'économiser 41 à 87 millions d'hectares, et pourrait combler tout ou partie des besoins en surfaces cultivées pour la biomasse non alimentaire (Tableau 1).

Cette piste est corroborée par l'étude de Valin et al. (2015), qui suggère que l'exploitation de sols délaissés permettrait (1) de diminuer la demande en huile de palme à vocation énergétique, et (2) d'augmenter la teneur en carbone organique des sols dégradés, pour peu que l'exploitation suive les meilleures pratiques disponibles. Les cultures les plus à même de présenter une absorption nette de CO₂ par les sols seraient ainsi :

- les cultures d'arbres en taillis à (très) courte rotation ;
- les cultures pérennes ;
- les cultures produisant d'importantes quantités de paille et dont une fraction importante est restituée au sol.

Cependant, le caractère « délaissé » d'un sol reste un concept vague susceptible de regrouper plusieurs définitions (Shortall, 2013). Ainsi, un sol délaissé peut avoir l'une ou plusieurs des caractéristiques suivantes :

- être inadapté pour la production de nourriture (faible fertilité, faible taux de matière organique, pollution), selon un degré plus ou moins élevé. Un tel sol présente le risque d'être déjà affecté à d'autres usages, ou inadapté aussi à la production de biomasse non alimentaire ;
- ne pas permettre une exploitation agricole rentable dans les conditions technico-économiques données. L'adéquation du sol à l'agriculture alimentaire peut donc varier en fonction du prix de revient et de vente de la récolte.

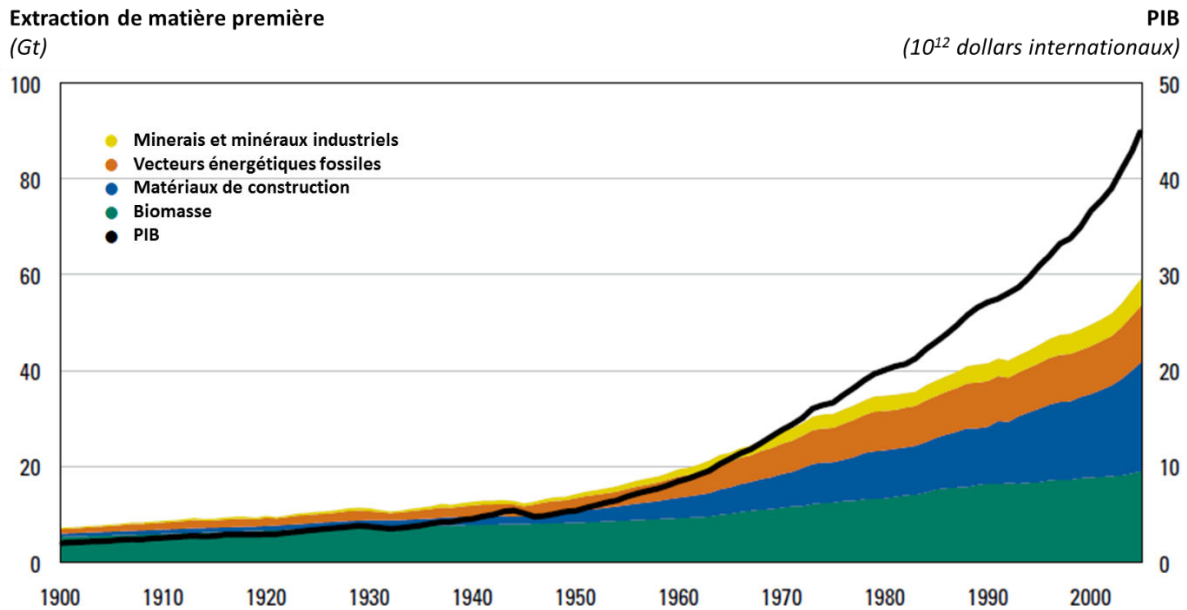


Figure 3 : Extraction de matières premières dans le monde en milliards de tonnes entre 1900 et 2005 (Fischer-Kowalski et al., 2011)

L'inadéquation à la production alimentaire peut être liée à des facteurs naturels (climat, type de sol, etc.) comme humains (pollution, compaction) (Morel et al., 2014). Néanmoins, la présence de polluants est un facteur d'inadéquation particulier car il disqualifie toute possibilité de production alimentaire, pour des raisons sanitaires.

En l'absence de pollution, une production alimentaire reste possible en théorie – et peut donc être concurrencée par une production de biomasse non-alimentaire – même si elle est conditionnée par le contexte économique, la fertilité du sol et la valeur marchande de la culture (Tableau 2).

Tableau 2 : Synthèse des configurations possibles pour qu'un sol soit considéré comme délaissé ou pas, selon trois critères.

Sol sain ⁽¹⁾	Sol fertile ⁽²⁾	Exploitation rentable	Caractère délaissé ⁽³⁾	Exemple / Commentaire
✓	✓	✓		Sol éligible à l'agriculture alimentaire
✓	✓		(✓)	Potentiellement éligible dans un meilleur contexte
✓		✓	(✓)	Exploitation à forte valeur ajoutée
✓			(✓)	Friche non polluée ; peut être exploitée avec une culture à haute valeur ajoutée
	✓	✓	✓	Inéligible à l'agriculture alimentaire pour raisons sanitaires
	✓		✓	Inéligible à l'agriculture alimentaire pour raisons sanitaires et économiques
		✓	✓	Exploitation non alimentaire à forte valeur ajoutée
			✓	Friche polluée

⁽¹⁾ Sol exempt de pollution ; ⁽²⁾ Sol apte à produire une quantité importante de biomasse ; ⁽³⁾ Les (✓) décrivent des sols dont le caractère « délaissé » est contestable, car dépendant de critères essentiellement économiques

Le gradient de couleur (du vert au rouge sombre) traduit une éligibilité décroissante à la culture alimentaire

Cette thèse se concentre sur la production de biomasse sur des sites délaissés en raison de leur caractère pollué (et dégradé) par les activités humaines, et éventuellement de leur faible fertilité.

Le gisement de telles surfaces reste néanmoins à établir, ainsi que la faisabilité technique d'une mise en culture : les pollutions et le caractère dégradé de tels sites sont en effet susceptibles d'affecter le développement de la biomasse, qu'elle soit à vocation alimentaire ou non.

3. Problématique des sols dégradés

a) Etat des lieux des sols

Incertitudes sur les surfaces contaminées

En France, du fait du mouvement global de désindustrialisation ayant cours depuis plusieurs années, un nombre croissant de sites industriels cessent leur activité, augmentant le nombre de friches industrielles. Ces friches, essentiellement inventoriées par les bases de données du Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BASIAS) et du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (BASOL), sont concentrées autour des grandes agglomérations ou dans les grandes régions industrielles ou minières (Figure 4).

Peu de données publiques permettent de quantifier précisément les surfaces en jeu ; cependant l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) les estime à environ 100 000 ha (ADEME, 2015), soit 0,4% de la Surface Agricole Utile nationale, qui est de l'ordre de 27 millions d'hectares (Agreste, 2015).

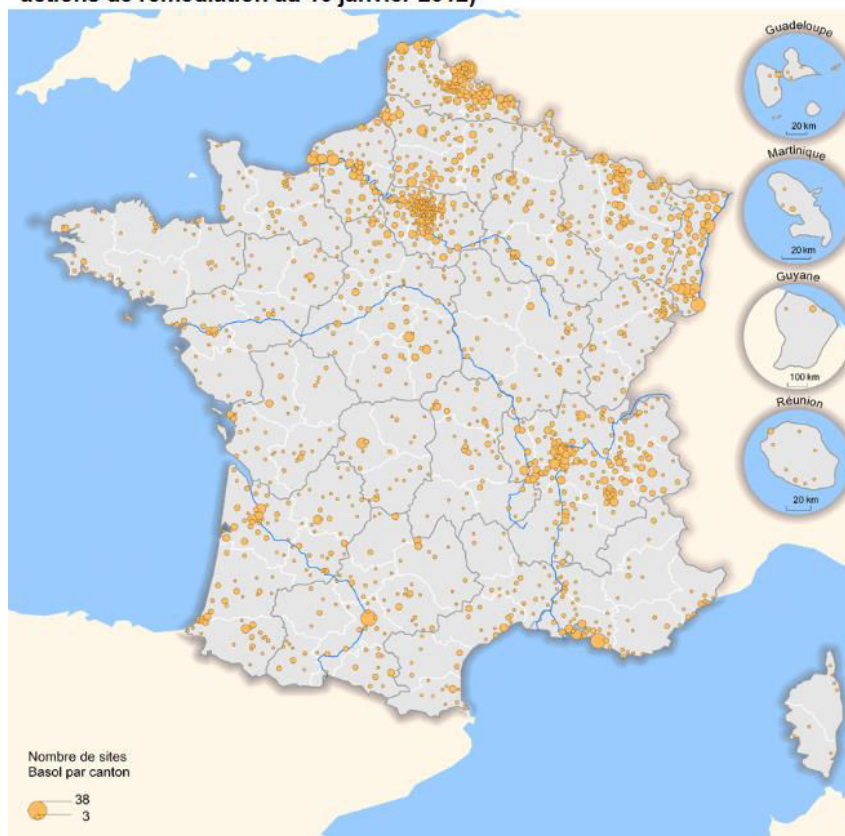
Cette estimation – probablement minimaliste – ne tient pas compte des pollutions diffuses liées aux activités industrielles. Ainsi, des campagnes de détection de polluants coordonnées par le Groupement d'Intérêt Scientifique pour les Sols démontrent que près de 90% des sols de la région Nord-Pas-de-Calais présentent des pollutions aux HAP (Figure 5), soit 1,2 millions d'hectares. Ce montant, très supérieur aux 8 234 ha de friches estimés par l'Etablissement Public Foncier régional (EPF-NPdC, 2014), démontre que la question des sols contaminés par les activités humaines ne peut se limiter aux seules friches industrielles.

Cependant, les données disponibles ne permettent pas d'évaluer les surfaces dont le degré de contamination disqualifierait leur exploitation à vocation alimentaire, du fait de risques sanitaires trop significatifs.

Artificialisation des sols les plus fertiles

Outre l'enjeu de la pollution, les activités humaines sont associées à une détérioration physique des sols, manifestée notamment par de médiocres capacités d'infiltration et de rétention de l'eau (Séré, 2007). En conséquence, le risque de ruissellement augmente et accroît les risques d'érosion des sols, de dégradation de la qualité des eaux de surface, et d'inondation. Les modifications du cycle de l'eau affectent directement la capacité des sols à supporter une production de biomasse, mais aussi à réguler le climat local.

Les sites et sols pollués début 2012 (sites sur lesquels l'état a entrepris des actions de remédiation au 16 janvier 2012)



Note : sites de la base de données Basol faisant l'objet d'actions de surveillance ou de réhabilitation.

Source : Medde, DGPR (Basol au 16 janvier 2012), 2012. Traitements : SOeS, 2012.

Figure 4 : Cartographie des sites et sols pollués en France début 2012 (SOeS, 2014)

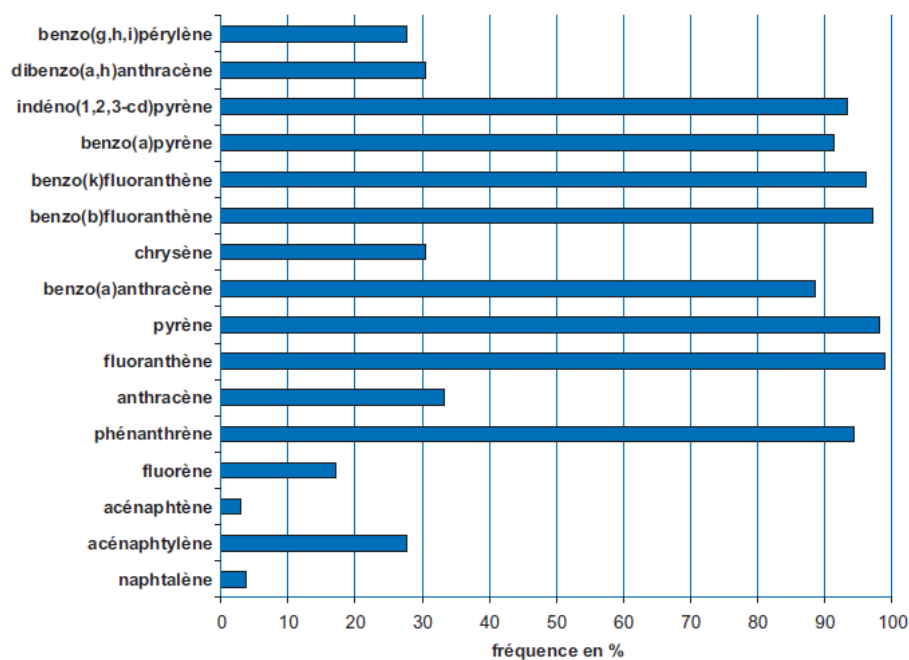


Figure 5 : Fréquence de détection des HAP dans l'horizon de surface (30 premiers centimètres) des sols du nord de la France (Antoni et al., 2011)

Une cause importante de ces détériorations est l'artificialisation des sols, considérée comme une préoccupation majeure au regard de ses conséquences (Antoni et al., 2011). En effet, même si son rythme a ralenti ces dernières années, et bien que les rythmes de changement d'usage des sols soient relativement faibles devant les surfaces en jeu (Figure 6), l'essentiel de l'artificialisation se fait sur les terrains présentant les plus fortes potentialités agronomiques. Ainsi, entre 2000 et 2006, près de 35% des sols nouvellement artificialisés présentaient une réserve utile en eau supérieure à 225 mm (SOeS, 2011)¹.

En effet, ces terrains sont souvent le lieu d'implantation historique des grandes agglomérations – du fait justement de leur fertilité. Ces espaces concentrent ainsi généralement une part significative de la population, ce qui rend d'autant plus critique l'altération des services rendus par les sols occupés.

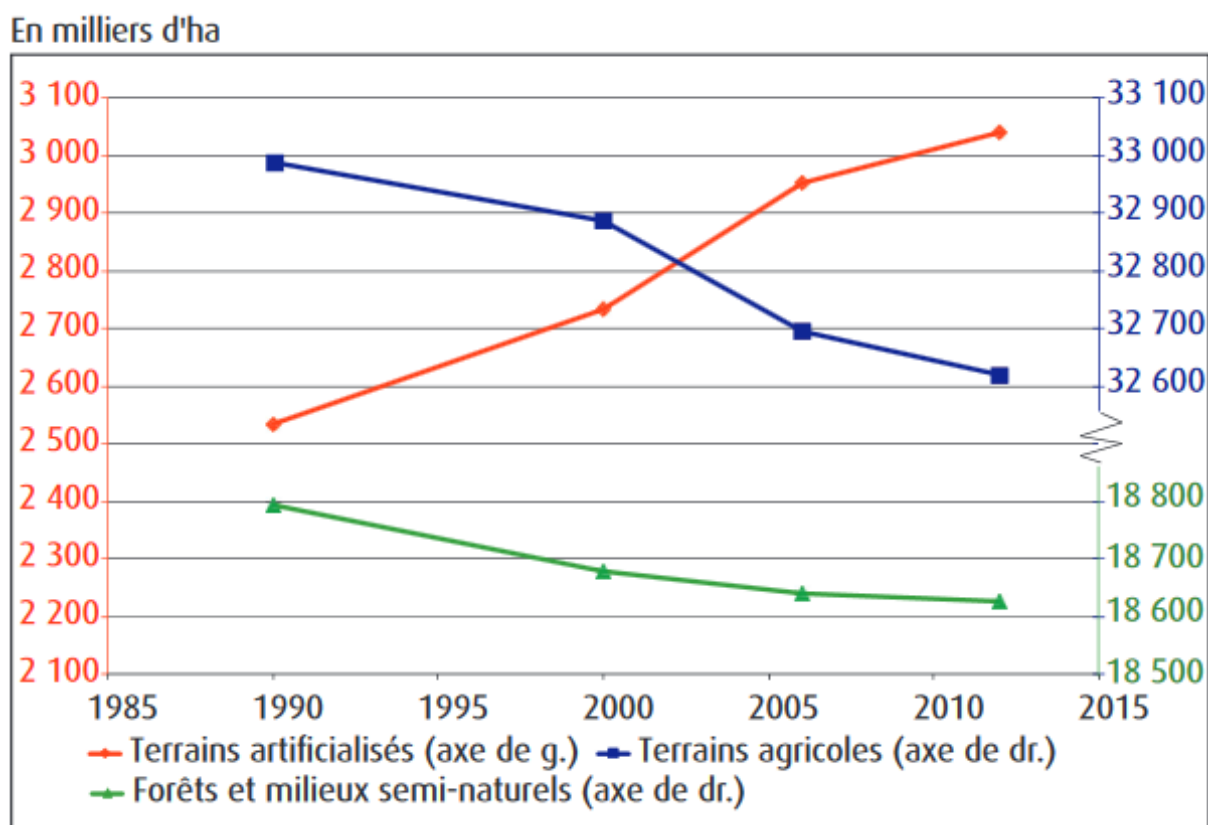


Figure 6 : Evolution des surfaces totales par nature d'occupation entre 1990 et 2012 (SOeS, 2015)

Ainsi, qu'il s'agisse de remédier aux pollutions générées dans le passé (100 000 ha) ou de préserver la capacité des sols à soutenir des fonctions essentielles à l'Homme (production de biomasse, régulation du cycle de l'eau) face à l'artificialisation des terres arables (600 000 ha en 20 ans), la mise en œuvre de techniques de réhabilitation des sols prend une importance critique.

¹ La réserve utile est la quantité d'eau qu'un sol peut retenir après un événement pluvieux. C'est dans cette réserve que les plantes puisent leur eau. Elle est donc un paramètre clé de la fertilité des sols. En France, 20% des sols ont une réserve utile supérieure à 225 mm, mais 40% des sols en ont une inférieure à 75 mm (SOeS, 2011).

b) Obstacles économiques aux méthodes conventionnelles de réhabilitation des sols

Si la mise en place d'un couvert végétal et sa maintenance peuvent rétablir une activité biologique et un niveau satisfaisant de fonctionnalité aux sols dégradés, le coût de mise en œuvre de telles actions peut se révéler prohibitif. En effet, le revenu issu de la valorisation de la biomasse produite peut être faible, précisément du fait du caractère dégradé du site à réhabiliter (Shortall, 2013).

Les pratiques culturales nécessitent alors souvent des adaptations pour pallier les déficiences du sol dégradé (*e.g.* apports d'amendements ou de terre végétale, travail du sol, traitement physico-chimique ou thermique avec ou sans excavation). De telles techniques, coûteuses sur de grandes surfaces, ne peuvent être mises en œuvre que si la valorisation du terrain permet un retour sur investissement. Il peut s'agir :

- de terrains subissant une forte pression foncière, *e.g.* en milieu urbain, et devant être réhabilités rapidement pour permettre une implantation immobilière – ce type de projet n'est pas étudié dans cette thèse ;
- de cultures dont la valorisation économique peut couvrir intégralement le surcoût des techniques de remédiation.

Ce dernier cas de figure peut se présenter si la biomasse récoltée permet la récupération de métaux à forte valeur ajoutée et la prévention de risques sanitaires importants (Bouchardon et al., 2014; Rodrigues et al., 2016; van der Ent et al., 2015)².

Néanmoins, de telles cultures à très forte valeur ajoutée ne peuvent être mises en place systématiquement ; les techniques de remédiation doivent donc s'orienter vers des intrants dont le coût d'acquisition est faible, voire négatif, si possible.

4. Construction de sol à partir de matériaux délaissés

a) Genèse du concept

Depuis plusieurs années, le recours à des sous-produits industriels (boues d'épuration, d'industries agro-alimentaires, cendres, *etc.*) est pressenti comme une option intéressante (Séré, 2007). Il présente en effet une valorisation agronomique de tels matériaux, dont la gestion alternative peut présenter des coûts importants. Pour pérenniser les bénéfices agronomiques de ces matériaux (apports de nutriments, de matière organique, stabilisation du pH du sol, *etc.*), mais aussi pour leur assurer un débouché quand d'autres voies (épandage agricole) risquent d'être saturées, la construction de sol offre des perspectives pertinentes (Figure 7).

Elle a fait l'objet de plusieurs travaux, notamment sous l'égide du Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Friches Industrielles (Figure 8) pour en évaluer la faisabilité technique, la pertinence agronomique, les sources potentielles d'approvisionnement en matériaux, le comportement hydrodynamique ou encore la capacité à servir d'habitat pour la faune du sol (Auclerc et al., 2013; Damas et Rossignol, 2010; Pey et al., 2013; Rokia et al., 2014; Séré, 2007; Yilmaz et al., 2016).

² Une telle plus-value environnementale peut représenter un avantage majeur pour une stratégie de phytoextraction et valorisation des métaux, ou « agromine » (cf. Annexe 1 : Article publié dans le Journal of Cleaner Production)

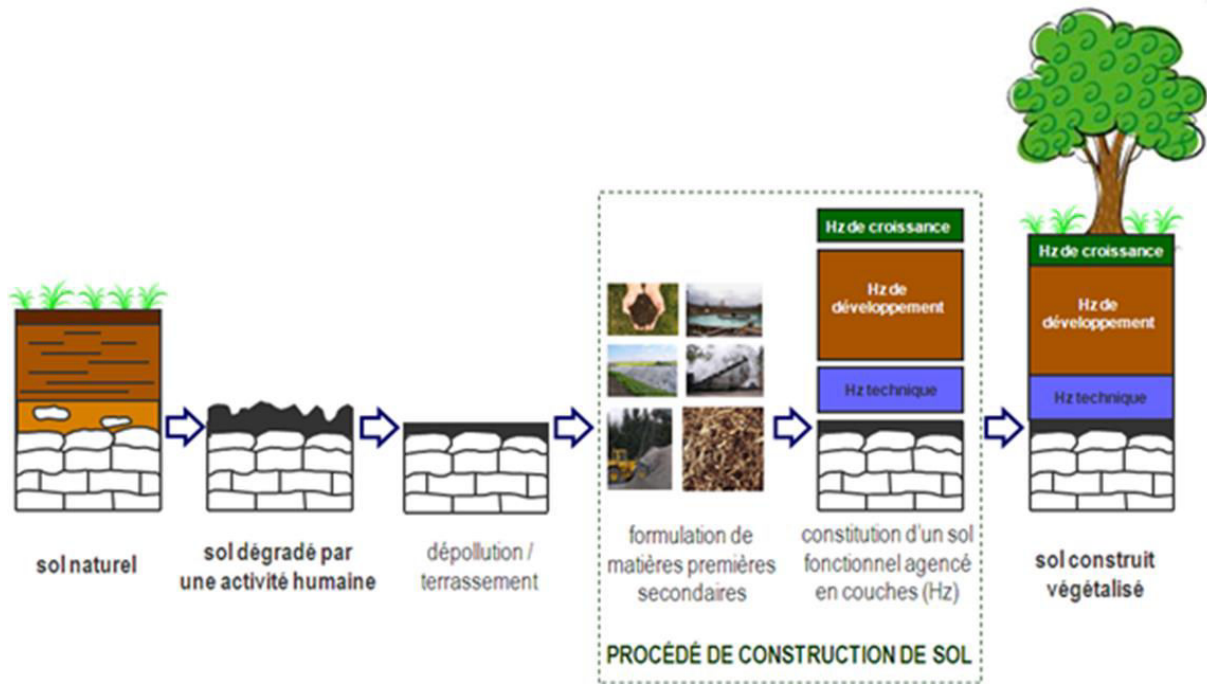
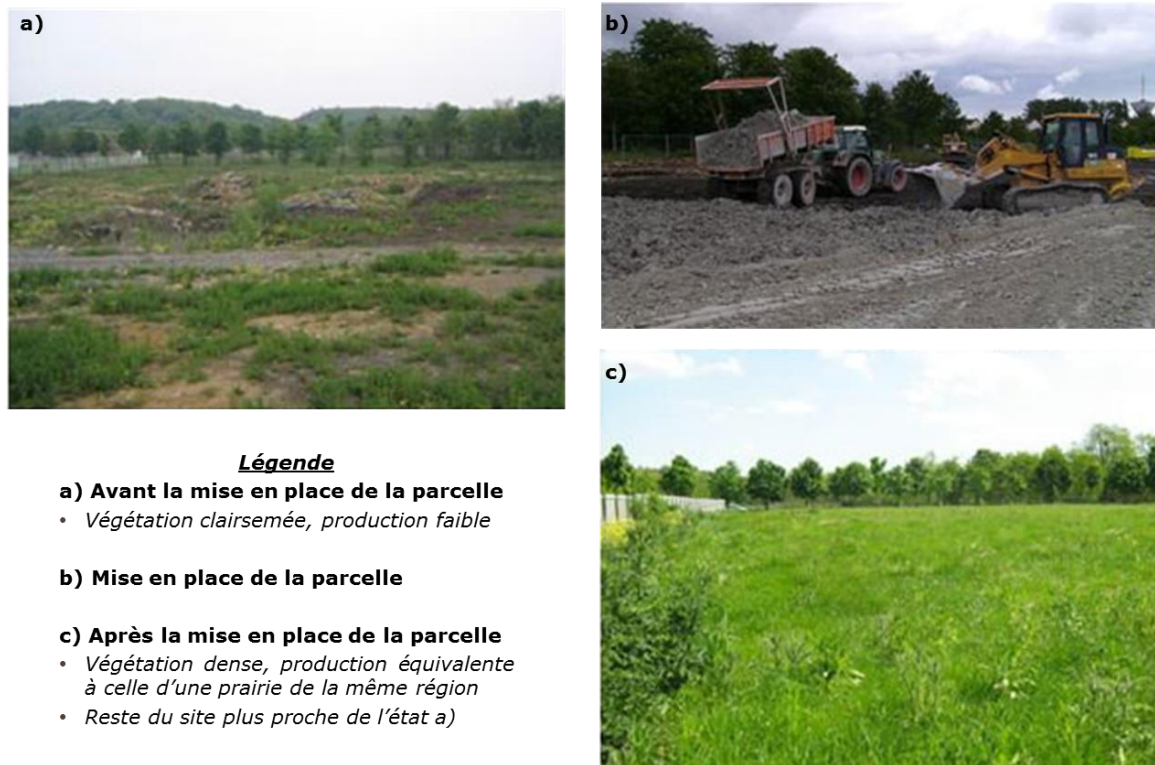


Figure 7 : Schéma de principe d'une filière de construction de sol (Séré, 2007)

Ces expérimentations ont été réalisées notamment sur la station expérimentale du GISFI, basée sur l'ancienne cokerie d'Homécourt, en Meurthe-et-Moselle (Figure 9). Elles ont démontré avec succès (1) la capacité d'un sol construit à partir de matériaux délaissés de supporter un couvert végétal et une biodiversité animale communément rencontrés dans des prairies naturelles (Figure 8), ainsi que (2) la faible toxicité des eaux percolant à travers un tel sol.



Légende

a) Avant la mise en place de la parcelle

- Végétation clairsemée, production faible

b) Mise en place de la parcelle

c) Après la mise en place de la parcelle

- Végétation dense, production équivalente à celle d'une prairie de la même région
- Reste du site plus proche de l'état a)

Figure 8 : Mise en place d'une première parcelle expérimentale de sol construit (Séré, 2007)

b) Projet LORVER

Le programme de recherche LORVER, objet d'étude principal de cette thèse, ambitionne d'aller plus loin que la capacité d'un sol construit à supporter un couvert végétal : il a pour objectifs d'étudier la faisabilité technique, la viabilité économique et la pertinence environnementale d'une filière de croissance de biomasse non alimentaire sur des friches industrielles. Il recouvre donc trois problématiques principales :

- ✓ *la production de biomasse à usage industriel sans concurrence d'usage avec la biomasse alimentaire ;*
- ✓ *la réhabilitation de sites dégradés, peu fertiles et potentiellement pollués et la protection de la nappe ;*
- ✓ *la valorisation de déchets actuellement peu (voire pas) valorisés, du fait de contraintes réglementaires ou d'un manque de débouchés.*

Une hypothèse fondatrice du projet LORVER stipule qu'un hectare de sol construit serait capable de soutenir une exploitation agricole avec des rendements équivalents à ceux d'une exploitation agricole sur un sol naturel et fertile. Cette hypothèse structurera le raisonnement tout au long de cette thèse. La formulation du sol construit, quant à elle, dépend notamment des besoins des plantes à installer sur le site, des matériaux disponibles et de leur adéquation potentielle aux besoins, de leur coût d'acquisition.

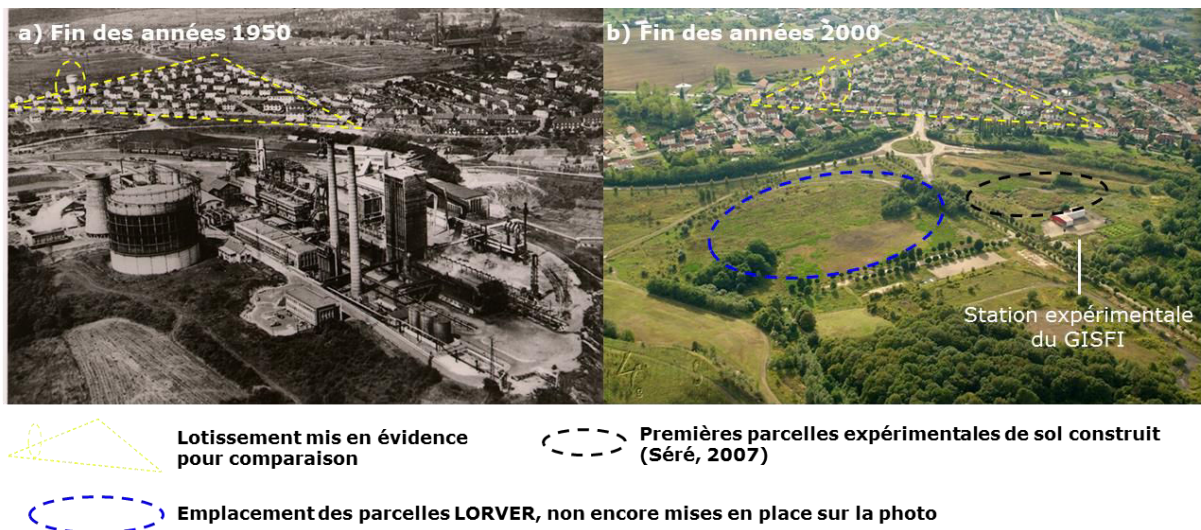


Figure 9 : Ancienne cokerie d'Homécourt et emplacement des installations du GISFI

En l'occurrence, l'intérêt d'utiliser des matériaux secondaires, souvent peu valorisés, tient à ce que ce coût est souvent négatif : pour les industries productrices de ces matériaux, ces derniers sont en effet souvent considérés comme des déchets, et elles paient souvent pour les éliminer. Dans ce contexte, la construction de sol peut être plus intéressante économiquement que d'autres voies d'élimination de ces matériaux pour leurs producteurs, tout en finançant une réhabilitation qui autrement ne serait pas viable économiquement.

A titre d'exemple, le Tableau 3 reprend les fins de vie courantes pour les déchets que LORVER ambitionne de valoriser (*Etude sur le prix d'élimination des déchets inertes du BTP*, 2012) ainsi que les débouchés potentiels des biomasses produites.

Tableau 3 : Résumé des déchets valorisés et des débouchés potentiels de la biomasse produite dans le cadre de LORVER (Gossiaux et Guimont, 2014)

Type de matériaux	Débouchés / fins de vie conventionnels
Déchets / sous-produits à valoriser	
* Inertes	
Terres excavées issues de filières de dépollution ou de construction	Granulats
Sédiments de dragage	Carrière
Gravats issus de chantiers de démolition	ISDI
Déchets de sables de fonderie / Refus de carrière	ISDND
* Organiques	
Boues de papeterie	Epandage agricole / Compostage
Boues de station d'épuration / de l'industrie agroalimentaire	Incinération / Méthanisation
Déchets verts	
Productions de biomasse étudiées	
* Fibres	
Chanvre, ortie	Matériaux composites, isolants
* Ligneux	
Peuplier, robinier, saule en taillis très courte rotation (TTCR)	Bioénergie, biochar, papeterie, biomolécules, mulch, biofiltration
ISDI : Enfouissement en installation de stockage pour déchets inertes	
Granulat : Valorisation en substitution de granulats sur des chantiers après tri et concassage	
Carrière : Envoi du matériau en carrière	
ISDND : Enfouissement en installation de stockage pour déchets non dangereux	

Structuration du projet

Le projet LORVER est structuré en plusieurs lots (Figure 10), dont la réalisation incombe à ses différents partenaires académiques et industriels :

1. Connaissance des délaissés : identification des gisements de friches lorraines à réhabiliter et des matériaux utilisables en construction de sol ;
2. Ingénierie pédologique : conception des formulations ou mélanges de matériaux à réaliser pour assurer la croissance des plantes, ainsi que d'autres services attendus du sol construit ; mise en place des parcelles ;
3. Production de biomasse : expérimentation des cultures sur les parcelles selon les itinéraires techniques propres à chaque espèce cultivée
4. Valorisation de la biomasse : développement et expérimentation des procédés de valorisation en fonction des espèces et débouchés ciblés (Tableau 3) ;
5. Evaluation globale de la filière : études économiques, environnementales, réglementaires.

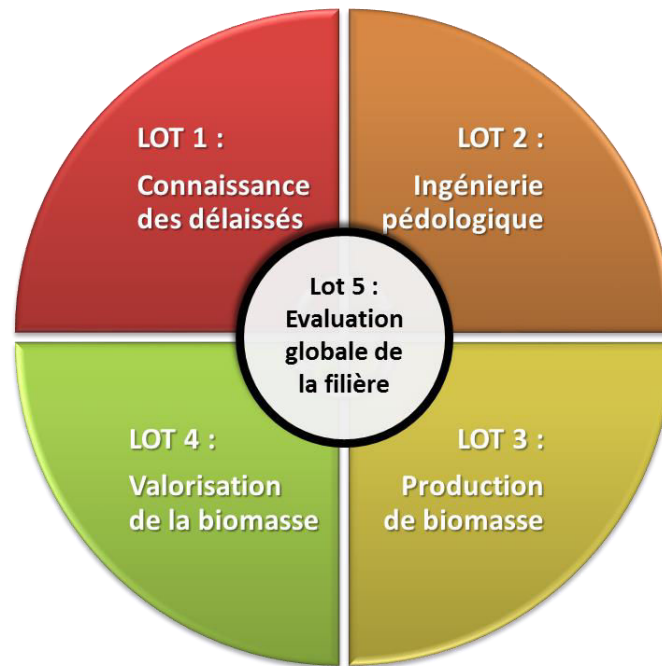


Figure 10 : Structuration du projet LORVER en 5 lots

Cette thèse s'inscrit dans le lot 5 du projet et porte spécifiquement sur l'évaluation environnementale d'une filière de type LORVER. Sa réalisation a nécessité des échanges avec les responsables des différents lots, et sa problématique principale est exposée ci-dessous.

5. Quelle pertinence environnementale pour la construction de sol ?

a) *Problématique principale*

Travaux existants pour la biomasse

Les impacts environnementaux de la production de biomasse renouvelable – en substitution de ressources fossiles – ont déjà été évalués à de nombreuses reprises (Buonocore et al., 2012; Fahd et al., 2012; Suer et al., 2009; Suer and Andersson-Sköld, 2011; Vigil et al., 2015; Weiss et al., 2012, 2007). Ces études ont fait ressortir que :

- la production de biomasse présente des impacts plus faibles que ses équivalents fossiles sur le climat, la consommation d'énergie, mais est désavantagée sur des enjeux locaux comme l'eutrophisation des eaux, l'acidification des sols, et – bien sûr – leur occupation ;
- les débouchés les plus vertueux sur le plan environnemental sont les biomatériaux, la bioénergie hors biocarburants, devant les biocarburants, dont la production consomme beaucoup d'énergie ;
- la fertilisation des parcelles cultivées est une source majeure d'impacts ;
- en l'absence de valorisation de la biomasse produite – pour réduire la demande en ressources fossiles – la durabilité de stratégies de phytoremédiation de sols dégradés peut être remise en cause.

Néanmoins, les impacts associés aux usages des sols – en termes notamment de services écosystémiques – ne sont pas systématiquement inclus dans les études menées, alors qu'ils revêtent une importance majeure dans la comparaison de filières de production sur des sols de qualité différentes. En particulier, convertir des sols très riches en carbone (prairies, tourbières) en exploitation agricole conduit à une perte de biodiversité et une minéralisation importante de matières organiques – et des émissions de gaz à effet de serre – pouvant annuler l'avantage de la biomasse sur les ressources fossiles, par rapport aux changements climatiques (Valin et al., 2015)

Spécificités de la construction de sol

Dans le cas de productions agricoles réalisées sur un sol construit, les conclusions présentées ci-dessus peuvent être modifiées du fait des techniques mises en œuvre pour construire le sol, ainsi que par leurs conséquences attendues sur la gestion des matériaux utilisés.

Par ailleurs, la problématique des impacts liés aux usages des sols est encore plus présente pour comparer des filières agricoles basées sur des sols très différents, et en particulier des sols dégradés ou construits. En effet, à première vue :

- recourir à des sites dégradés, inaptes à la production alimentaire, pour produire de la biomasse, semble plus respectueux de l'environnement que d'utiliser des espaces agricoles ou des espaces naturels ;
- un sol construit présente un niveau de fonctionnalité différent du sol original – une évolution souhaitée, justement, dans le cas d'une réhabilitation.

L'objectif principal de cette thèse est de tenir compte de ces spécificités pour identifier l'intérêt et les limites de la construction de sol par rapport à d'autres modes de gestion des ressources, en matière d'impacts sur l'environnement.

b) Problématique secondaire

Au cours de la thèse, un grand nombre de questionnements secondaires ont été soulevés. Ils tiennent essentiellement :

- à la grande diversité des matériaux potentiellement utilisables en construction de sol : du fait de leurs propriétés, origines, modes de gestion alternatifs très variés, les filières étudiées peuvent avoir des impacts environnementaux très différents ;
- au caractère innovant de la construction de sol, qui génère encore plusieurs inconnues : quantités et types de matériaux utilisées par hectare ; innocuité à long terme des matériaux, s'ils contenaient des polluants résiduels ; pratiques agricoles à mettre en œuvre et rendements possibles sur sol construit ; risque de lessivage des nutriments contenus dans les matériaux, susceptibles de dégrader la qualité des eaux, etc.

Ces questionnements – non encore résolus, pour certains, au moment de la rédaction de cette thèse – aboutissent à un grand nombre de scénarii potentiels. Dans ces conditions, il aurait été réducteur de se restreindre à un cas de figure très précis, probablement peu répétable.

Cette thèse propose d'évaluer une grande diversité de scénarii contrastés – en termes de logistique, de technologies utilisées, d'hypothèses de travail – pour mieux cerner, parmi les questionnements soulevés, ceux qui ont le plus d'influence sur les résultats.

Pour répondre à ces problématiques, l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est une méthode à fort potentiel. Elle offre en effet une vision globale des filières étudiées, et se prête bien à la comparaison de filières contrastées. Pour ces raisons, l'ACV est la méthode centrale d'évaluation environnementale utilisée dans cette thèse.

La façon dont elle permet de développer une vision globale des filières, et dont elle peut répondre aux problématiques mentionnées ci-dessus, sont décrites dans les sections suivantes :

- le Chapitre I.C en décrit les aspects généraux (méthodologies, forces, faiblesses) ;
- le Chapitre I.D décrit comment cette méthode peut répondre à la problématique principale de cette thèse, notamment vis-à-vis des usages des sols ;
- le Chapitre I.E fait une synthèse des éléments ci-dessus et aborde les choix structurants qui ont été réalisés dans cette thèse.

C. Présentation générale de l'Analyse de Cycle de Vie

Cette section présente le cadre général de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV), ses objectifs, sa méthodologie – qui serviront de structure aux chapitres suivants – ainsi que ses points de vigilance. Dans le cadre de cette thèse, quelques pistes seront proposées pour remédier à ces faiblesses.

1. Définition et objectifs

L'Analyse de Cycle de Vie est une méthode normée (International Organization for Standardization, 2006) permettant de quantifier les impacts potentiels d'un bien (produit/service/activité) sur son environnement, en prenant en compte l'ensemble de son cycle de vie, *i.e.* de l'extraction des matières premières nécessaires à ce bien jusqu'à sa fin de vie. Cette vision globale permet d'anticiper les transferts d'impacts possibles suite à un changement de technologie.

Par exemple, les véhicules électriques sont souvent présentés comme plus propres que les véhicules thermiques, parce que leur fonctionnement n'émet pas de polluants. Cependant, la production de l'électricité nécessaire à ces véhicules peut être plus polluante que les moteurs thermiques, selon la source d'énergie considérée. On a ici un transfert d'impact vers une autre étape du cycle de vie (de l'utilisation du véhicule à la production de son énergie). Par ailleurs, si l'électricité consommée est d'origine renouvelable, et non fossile, les impacts sur le climat seront sans doute moindres, mais les besoins en espace et en matériaux pour capter cette énergie probablement plus importants. Le transfert d'impact se fait alors d'une catégorie à l'autre (du climat à la consommation d'espace).

L'ACV permettant d'identifier ces transferts d'impacts, elle est perçue comme prometteuse pour accroître la durabilité des biens (Loiseau et al., 2012). L'essentiel des méthodes d'analyse environnementale sont en effet soit focalisées sur le site d'étude, qu'il s'agisse d'un inventaire de biodiversité ou de la performance d'un procédé, ou intègrent seulement un type d'impact (flux de matière dans un territoire, d'une substance particulière, empreinte carbone).

Dans le cas de la gestion des déchets, elle offre une approche plus rigoureuse et quantitative que la Directive Cadre 2008/98/EC sur les déchets, qui propose une hiérarchie entre les différents modes de traitement des déchets (Bellon-Maurel et al., 2012). Cette hiérarchie n'est en effet valable que dans un contexte particulier, en supposant que les besoins en transport et les procédés de valorisation sont moins nuisibles pour la revalorisation des déchets que pour leur élimination.

2. Méthodologie

La norme ISO 14044 fixe plusieurs étapes pour la réalisation d'une ACV, résumées par la Figure 11. Ces étapes sont décrites plus précisément ci-dessous, dans l'ordre chronologique normal du déroulement d'une ACV. Ces étapes interagissent entre elles : selon les avancées de l'étude, certains impacts peuvent être jugés non prioritaires, certains manques de données peuvent réorienter les objectifs, si bien qu'une ACV n'est complète qu'au bout de deux à quatre itérations (EC - JRC - IES, 2010).

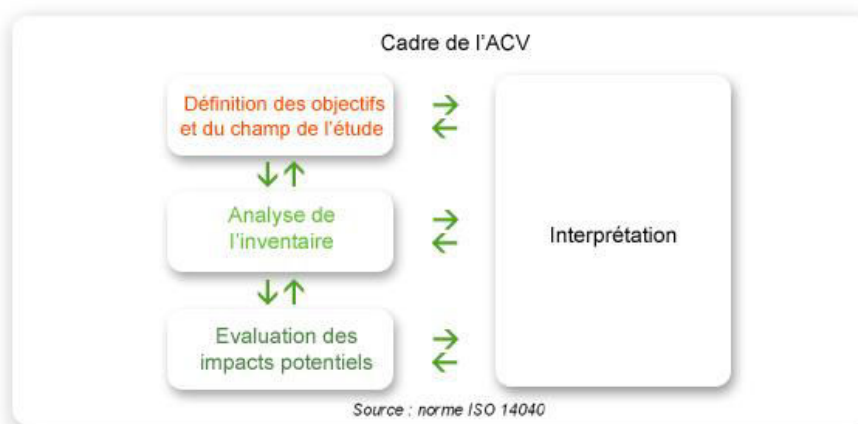


Figure 11: Etapes successives d'une Analyse de Cycle de Vie

a) Définition des objectifs et du champ de l'étude :

En fonction des objectifs de l'étude, les procédés et étapes du cycle de vie investiguées, le type de modélisation utilisé et les besoins en données peuvent varier (EC - JRC - IES, 2010). Un point important de cette étape est l'identification des fonctions remplies par le système étudié (e.g. transport de marchandises, isolation d'un bâtiment), et la quantification de ces fonctions à l'aide d'unités fonctionnelles. Ainsi, les impacts du système sont mis en relation avec le service rendu, permettant la comparaison entre différents systèmes en termes d'efficacité (e.g. fret ferroviaire ou camion pour transporter une même quantité de marchandise d'un point A à un point B).

Cette étape définit également les impacts étudiés, les procédures d'allocation d'inventaire entre les coproduits d'un système.

b) Analyse de l'inventaire du cycle de vie (ICV)

Pour chacun des procédés étudiés, est réalisé un inventaire des intrants (ressources naturelles, consommables issus d'autres activités humaines) et des extrants (produits, coproduits, déchets, émissions vers l'environnement) (Figure 12). Cet inventaire porte également sur les procédés en amont/aval des procédés étudiés, qui produisent les consommables et éliminent les déchets générés par le système. Plusieurs bases de données peuvent abonder ces inventaires, pour tenir compte de l'ensemble des chaînes de valeurs, comme Ecolnvent (Frischknecht et al., 2005).

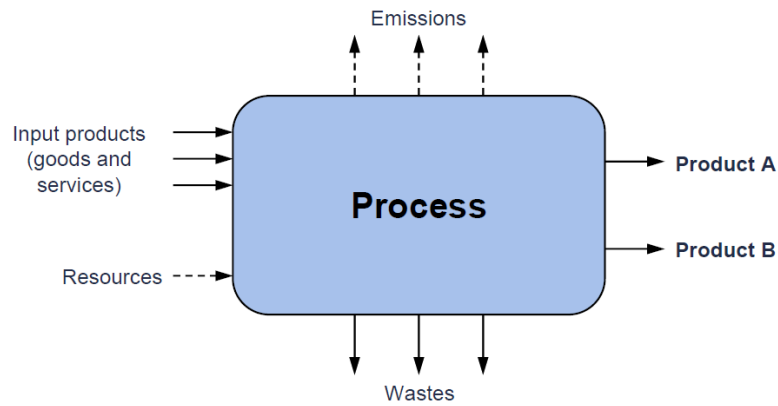


Figure 12: Résumé des flux inventoriés pour un procédé générant deux produits A et B (EC - JRC - IES, 2010)

Cas particulier des systèmes multifonctionnels

Souvent, les activités génèrent plusieurs produits, et les biens assurent plusieurs services. Cette multifonctionnalité rend délicate la comparaison entre deux systèmes assurant une même fonction. Si ces systèmes assuraient une seule et même fonction, il suffirait de diviser leurs flux d'inventaire/impacts par le nombre d'unités fonctionnelles qu'ils génèrent pour comparer leurs performances environnementales.

Pour des systèmes multifonctionnels, plusieurs procédures sont théoriquement possibles pour évaluer la performance individuelle de chaque fonction/bien :

1. Subdivision du système : identifier, pour le système étudié, quels sous-systèmes remplissent les fonctions / génèrent les coproduits ; comptabiliser uniquement les flux occasionnés par le bien étudié ;
2. Extension du système : faire l'inventaire complet des flux et des biens générés par le système étudié ; faire le même inventaire pour d'autres manières de générer les coproduits³ ; retrancher au premier inventaire les flux d'inventaire générés par ces alternatives évitées ;
3. Allocation : faire l'inventaire complet des flux occasionnés ; utiliser des facteurs d'allocation, pour attribuer ces flux à chaque bien. Les facteurs d'allocation dépendent généralement de la contribution des biens à une propriété de l'ensemble des biens (masse, valeur économique, contenu énergétique ou en une substance donnée).

Ces procédures ont été hiérarchisées en fonction du degré d'objectivité qu'elles portent (Figure 13).

c) Évaluation des impacts du cycle de vie (EICV)

Les consommations de ressources naturelles et les émissions de polluants quantifiées à partir de l'ICV sont converties en impacts potentiels sur l'environnement. Plusieurs catégories d'impacts sont couramment utilisées (*e.g.* changement climatique, acidification des eaux, toxicité humaine, *etc.*).

³ On suppose ici qu'il n'est plus nécessaire de recourir à ces technologies alternatives pour générer ces coproduits, car ils ont déjà été générés par le système étudié. On parle ici d'impacts évités.

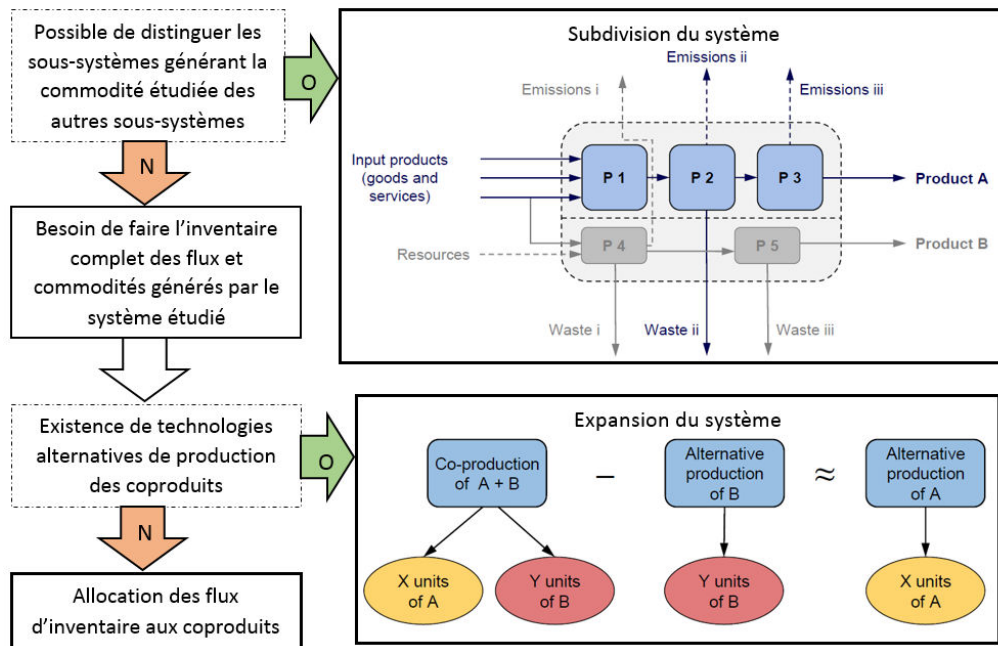


Figure 13: Hiérarchie des différentes solutions pour répondre à la multifonctionnalité en ACV (EC - JRC - IES, 2010)

Le calcul de ces impacts nécessite des facteurs de caractérisation, issus de modèles quantifiant l'impact d'un flux d'une substance sur l'environnement. Pour les principales catégories d'impacts utilisées en ACV, la Commission Européenne propose un guide afin de choisir les modèles les plus appropriés au contexte européen, récemment actualisé lors de différents projets européens (EC - JRC - IES, 2011; Hauschild et al., 2012; Dong et al., 2013).

Ces modèles ont des degrés de maturité variables (Tableau 4). Ainsi, les méthodes qui quantifient un problème potentiel pour l'environnement (midpoint) présentent une certaine fiabilité. A l'inverse, les méthodes orientées « Dommages » (endpoint), qui quantifient une destruction potentielle de valeur, présentent de fortes incertitudes et ne sont généralement pas recommandées. Cela est dû au fait que les mécanismes traduisant l'effet d'une substance (e.g. un gaz à effet de serre) sur une aire de protection (e.g. la santé humaine) restent mal connus.

Synthèse de la procédure de calcul

Le Tableau 5 résume la procédure générale de calcul d'impacts. Il met en évidence qu'en ACV, il est généralement supposé que les flux échangés avec (ou les impacts sur) l'environnement sont des fonctions linéaires de la quantité de service rendu. Les synergies entre impacts (e.g. entre acidification des sols et émissions de substances toxiques), les effets de seuils ne sont généralement pas considérés, sauf si l'inventaire et les méthodes de caractérisation le permettent.

Par ailleurs, selon les objectifs de l'ACV, il est possible de tenir compte des changements induits par le bien étudié sur les chaînes de production, passés certains seuils⁴. Par exemple, au-delà d'un volume de vente d'équipements électriques dans une région, les besoins accrus en électricité peuvent nécessiter l'installation de nouvelles centrales électriques, utilisant des technologies différentes de celles déjà en place. Ces changements sont cependant toujours ramenés aux unités fonctionnelles considérées : seul le périmètre de l'ACV change, et non la procédure de calcul.

⁴ On parle alors d'ACV conséquentielle (EC - JRC - IES, 2010)

Tableau 4: Récapitulatif des impacts considérés et de la maturité des méthodes recommandées par la Commission Européenne (EC - JRC - IES, 2011; Hauschild et al., 2012; Dong et al., 2013)

Impact	Maturité indicateur			
	Midpoint	Endpoint		
		Santé humaine	Qualité des écosystèmes	Ressources
Changements climatiques	I	Interim	Interim	
Destruction de la couche d'ozone	I	Interim	-	
Substances toxiques cancérigènes pour l'Homme	II/III	II/Interim		
Substances toxiques non-cancérigènes pour l'Homme	II/III	Interim		
Particules fines	I	I/II		
Substances ionisantes sur l'Homme	II	Interim		
Substances ionisantes sur l'environnement	Interim		-	
Formation d'ozone photochimique	II	II	?	
Acidification des sols et eaux	II		Interim	
Eutrophisation terrestre	II		-	
Eutrophisation aquatique	II		Interim	
Écotoxicité (eau douce)	II/III		?	
Usage des sols	III		Interim	-
Épuisement des ressources hydriques	III	?	?	?
Épuisement des ressources minérales, fossiles, renouvelables	II			Interim

Signification des notes : I : recommandé et satisfaisant ; II : recommandé mais nécessite des améliorations ; III : recommandé mais doit être utilisé avec précautions ; **Interim** : Meilleure parmi les méthodes connues, mais non recommandée ; ? : statut inconnu ; - : pas de méthode recommandée

Tableau 5: Formulations de la méthode de calcul des impacts du cycle de vie d'un bien

Approche mono-indicateur <i>(la plus simple)</i>	$I = \frac{I}{F} * \frac{F}{UF} * UF$
<i>UF est le niveau de service satisfait, exprimé en unité fonctionnelle ; F le flux d'une substance généré par la satisfaction de ce service, I l'impact généré par ce flux.</i>	
	$I = FC * FI * UF$
<i>FI est le flux d'inventaire par unité fonctionnelle ; FC est le facteur de caractérisation d'impact par unité de flux.</i>	
Approche pluri-indicateurs <i>(la plus complexe)</i>	$\begin{bmatrix} \vdots \\ I_i \\ \vdots \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \vdots & & \\ \cdots & FC_{i,s} & \cdots \\ \vdots & & \end{bmatrix} * \begin{bmatrix} \vdots & & \\ \cdots & FI_{s,f} & \cdots \\ \vdots & & \end{bmatrix} * \begin{bmatrix} \vdots \\ UF_f \\ \vdots \end{bmatrix}$
<i>UF, FI, FC et I sont exprimés sous forme matricielle pour traduire la diversité des biens, des flux d'inventaires et des impacts potentiels des substances étudiées</i>	

d) *Interprétation des résultats.*

Analyse de contributions

Au cours de cette étape sont analysées les contributions de chaque phase du cycle de vie aux différents impacts étudiés. Les procédés ayant les impacts les plus significatifs sur l'environnement sont ainsi identifiés, ce qui permet de cibler les efforts en matière de réduction d'impacts. Par exemple, si la fertilisation d'une parcelle agricole a un impact plus important sur le climat que le transport de sa récolte au consommateur, il peut être plus judicieux du point de vue climatique, à coût d'intervention égal, d'optimiser cette fertilisation que de réduire les émissions liées au transport.

Selon le niveau de détail choisi dans l'analyse, cette étape permet également d'identifier les impacts directement liés aux procédés contrôlés par les parties prenantes (le premier plan ou foreground du système étudié), ceux qui relèvent de la fabrication des consommables ou de l'élimination des déchets (l'arrière-plan ou background), ainsi que les substances contribuant le plus à un impact donné.

Analyse de sensibilité

Cette étape permet également d'identifier les effets de différents paramètres (*e.g.* rendement agricole d'une parcelle ou de récupération de chaleur d'un procédé, distance parcourue) sur les impacts environnementaux. Ainsi, la pertinence d'une hypothèse peut être contrôlée (*e.g.* « Les émissions de métal liées à la combustion d'une biomasse sont négligeables par rapport au reste du cycle de vie »), et il est possible d'identifier dans quelles conditions une technologie est plus performante qu'une autre pour fournir le même service (*e.g.* « Il vaut mieux imprimer un article que le lire sur ordinateur au-delà de X minutes de lecture par page »).

Analyse d'incertitude

Cette étape permet d'évaluer la fiabilité des résultats obtenus, au regard des incertitudes sur les données utilisées. En supposant que ces données suivent une loi de probabilité, les logiciels d'ACV utilisent généralement un algorithme de Monte Carlo⁵ pour estimer la loi de probabilité suivie par les résultats, et donc leur incertitude (Weidema et Wesnæs, 1996; Weidema et al., 2013). De cette manière, il est possible de savoir quelles données fiabiliser pour affiner le résultat final.

⁵ Ces programmes génèrent un grand nombre de scénarii dans lesquels les paramètres de contrôle varient de façon aléatoire – définie par leurs lois de probabilité – afin d'évaluer comment ces variations se répercutent sur les variables de sortie – dans notre cas : les impacts du système étudié.

Comparaisons et pistes d'amélioration

L'ACV a souvent pour objectif, outre l'évaluation des impacts d'un bien, sa comparaison avec d'autres biens aptes à fournir le même service, ou l'efficacité de différentes stratégies d'écoconception. C'est au moment de l'interprétation des résultats que ces problématiques peuvent être traitées.

Ces comparaisons font ressortir les forces et faiblesses de chaque système étudié (*e.g.* impact sur le climat des énergies fossiles, consommation d'espace pour les énergies renouvelables). Des méthodes d'analyse multicritère (pondération des indicateurs, arbres de décision, *etc.*) permettent alors d'identifier les options les plus vertueuses pour l'environnement.

3. Points de vigilance de l'ACV

L'ACV offre un cadre normé et la possibilité d'évaluer les transferts d'impacts, les conséquences d'une décision. Cette robustesse théorique lui offre une grande popularité dans le milieu industriel pour évaluer la performance environnementale d'un produit. Cependant, plusieurs points de vigilance doivent être considérés pour assurer la fiabilité de ses résultats (Bellon-Maurel et al., 2012; Reap et al., 2008a, 2008b).

Ils portent sur (a) le caractère très souvent multifonctionnel des systèmes étudiés, (b) les données exclues de l'ACV, (c) les risques que présentent une résolution trop faible, agrégée, des données d'inventaire sur l'évaluation des impacts et (d) les difficultés inhérentes à l'interprétation de résultats complexes. Ces problématiques se répercutent sur l'ensemble des étapes de l'ACV (Tableau 6).

Une dernière problématique tient à la vision essentiellement environnementale de l'ACV, qui masque les compromis entre impacts environnementaux et rentabilité économique / acceptabilité sociale. L'intégration de ces composantes est en effet sujette à plusieurs problématiques :

- les impacts sociaux d'un produit sont encore difficiles à quantifier, en l'absence de méthode consensuelle – de très nombreux indicateurs, souvent qualitatifs, sont proposés – et sont souvent décorrélés des flux physiques sur lesquels se base classiquement l'ACV ;
- l'évaluation des conséquences économiques d'un produit est souvent compromise par la confidentialité de certaines données⁶, les difficultés d'évaluation de certains biens non marchands ou dommages environnementaux⁷, la nature des flux monétaires⁸

⁶ Il est plus facile pour une entreprise de communiquer les volumes de consommables en jeu que leurs prix d'acquisition, qui relèvent de négociations commerciales.

⁷ Quelle valeur donner à la qualité d'un paysage, à la pollution d'une nappe ? Doit-on considérer sa valeur existentielle, ou le coût de sa dépollution, et par quelle technologie ?

⁸ Toute opération financière est un coût pour un acteur économique et un bénéfice pour un autre ; l'analyse économique ne peut être complète qu'en distinguant les bénéficiaires et les déficitaires.

Tableau 6: Synthèse des points de vigilance en ACV, par étape et par thématique, adapté de Reap et al. (2008a, 2008b)

Problème		Description
Objectifs et périmètre		
Définition de l'unité fonctionnelle	(a)	Plusieurs fonctions/sous-fonctions possibles (e.g. pour une voiture : transport ; confort ; esthétique) Fonctions pas toujours quantifiables (e.g. esthétique)
Frontières système	(b)	Critère de coupure, pour les flux les plus faibles, contesté : ils peuvent avoir un impact significatif
Impacts socio-économiques	(e)	Généralement non pris en compte ; nombreux défis à relever
Scénarios alternatifs	(a)	Forte dépendance des résultats d'ACV aux scénarios. Doivent être les plus réalistes possible.
Inventaire		
Procédure d'allocation	(a)	Extension du système : suppose d'autres moyens de produire les coproduits, données disponibles et fiables Allocation : choix de la procédure souvent arbitraire, peut sur/sous-estimer les impacts.
Flux négligeables	(b)	Certains flux peuvent n'être pas modélisés, car jugés d'impacts négligeables, ou trop difficiles à quantifier
Unicité des contextes locaux (techniques)	(c)	Forte variabilité spatiale des technologies/mix énergétiques, etc. pour délivrer un même bien. Les données disponibles ne sont souvent qu'une moyenne de ces différents contextes, faute de données plus fines
Evaluation des impacts		
Catégories d'impacts	(b)	Choix des catégories d'impacts / méthodes encore en débat, non standardisé Données manquantes pour beaucoup de substances (en particulier données toxicologiques) Résultats très différents selon les modèles
Variabilité spatiale / Unicité des contextes locaux	(c)	Très forte variabilité des impacts (plusieurs ordres de grandeur) en fonction du milieu (conditions météorologiques, édaphiques, topographiques, etc.) Les modèles devraient concentrer leurs efforts sur les zones à fort enjeux (fortes sources de pollution, zones sensibles)
Environnement dynamique	(c)	Timing des émissions non pris en compte ; peut induire de fortes erreurs d'évaluation
Horizon temporel	(b)	Certaines émissions liées à une activité (e.g. enfouissement de déchets, activité agricole) se produisent plusieurs années / décennies après l'activité. Doit-on les prendre en compte ? Comment ? (Date de fin de l'horizon temporel, taux d'actualisation)

Interprétation		
Pondération et évaluation	(d)	Pondération très souvent utilisée pour aider au choix entre objectifs contradictoires : quels poids donner à chaque indicateur ? Pondération économique : dépend de l'inclination à payer ; suscite une triple question : qui paye pour quelle mesure (de dépollution, de prévention), quelle somme, et pendant combien de temps ? Autres pondérations : potentiellement arbitraires ; pour les poids basés sur la distance à une cible, quelle cible utiliser ?
Incertitude dans la prise de décision	(d)	Peu d'estimations fiables sur les incertitudes des données (distribution, dispersion) ; recours fréquent à des choix arbitraires Problème de la représentativité des données utilisées Proposition apportée par Weidema et al. (pedigree matrix) Incertitude plus difficile à quantifier pour la caractérisation que l'inventaire
Disponibilité et qualité des données	(d)	Données souvent inaccessibles au moment de l'étude, confidentielles, de qualité inconnue, obsolètes, venant de procédés similaires mais différents (proxys) Ecart entre les modèles d'évaluation d'impact et la réalité
(a) Multifonctionnalité (b) Flux exclus de l'analyse (c) Résolution de l'inventaire et des impacts (d) Prise de décision (e) Vision essentiellement environnementale		

Il est donc souvent jugé pertinent de coupler l'ACV avec d'autres outils comme l'Analyse des Entrées Sorties (ou Input Output Analysis) (Leontief, 1986). Cette méthode élabore une matrice des échanges monétaires entre différents secteurs économiques et régions du monde, et permet, à partir de données sur les impacts environnementaux, emplois créés, création de richesse de ces secteurs, d'évaluer la contribution d'un bien à ces enjeux. Non utilisée dans cette thèse, elle pourrait néanmoins offrir des perspectives intéressantes, comme cela sera évoqué par la suite.

Les paragraphes à venir détaillent certains des problèmes clés évoqués dans le Tableau 6, et qui ont été rencontrés au cours de la thèse.

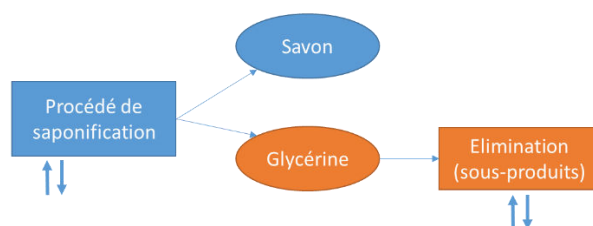
a) Systèmes multifonctionnels

Plusieurs procédures existent pour gérer la multifonctionnalité des systèmes, comme évoqué dans le Chapitre I.C.2.b). Néanmoins, ces procédures rencontrent quelques difficultés pratiques, résumées comme suit :

1. Subdivision du système : elle est impossible pour certains systèmes (e.g. procédés de séparation, territoire) ou nécessiterait des données très précises et pas toujours accessibles. En outre, elle n'est appropriée que si les sous-systèmes sont indépendants (Reap et al., 2008a) ;
2. Extension du système : elle suppose qu'il existe un autre moyen de produire les coproduits, que la substitution est réalisable, et que les données sur les technologies alternatives sont disponibles et fiables. Par ailleurs, elle augmente la complexité du système étudié avec l'inclusion des systèmes de substitution, qui génèrent eux-mêmes leurs propres coproduits, dont il faut également tenir compte.
3. Allocation : le choix de la procédure est souvent arbitraire et peut sur/sous-estimer les impacts ; les résultats sont très dépendants de la méthode d'allocation utilisée.

Cas d'un sous-produit (déchet) à éliminer :

Tous les impacts sont attribués aux produits principaux

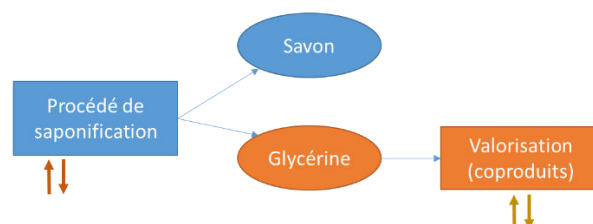


Flux d'inventaire attribués :

- ↕ Au savon
- ↕ À la glycérine
- ↕ Aux deux, suivant une procédure d'allocation

Cas d'un coproduit (ressource secondaire) à valoriser :

Les coproduits endossent les impacts qui leurs sont propres et une portion (laquelle ?) des impacts amonts



Pour la valorisation, la procédure d'allocation des impacts amont fait débat

Figure 14: Comparaison de deux approches de la gestion des déchets en ACV (élimination ou valorisation), appliquée à la saponification.

La Figure 14 illustre une autre problématique suscitée par le cas des déchets (Bellon-Maurel et al., 2012) avec un procédé fictif de saponification. Généralement considérés comme sans valeur et devant être éliminés, aucun impact lié à leur « historique » (*i.e.* les procédés les ayant générés) ne leur est imputé. Au contraire, les impacts liés à leur élimination sont imputés aux activités les ayant générés.

Cependant, s'ils sont valorisés, leur statut de « déchet » peut être remis en question : ils peuvent être considérés comme des coproduits des phases amont, auxquels il conviendrait d'attribuer une partie des impacts liés à leur production. La quote-part de ces impacts amonts attribuée à ces nouveaux coproduits est sujette à débat : doit-elle être nulle, établie au *pro rata* des valeurs économiques des produits/coproduits, de leurs masses totales ?

Dans l'étude de cas LORVER, les impacts liés la production des sous-produits utilisés en construction de sol ne sont pas comptabilisés, essentiellement pour deux raisons pratiques :

1. Le postulat sous-jacent est que ces sous-produits auraient été générés de toute manière : leur production devrait donc être comptabilisée dans tous les scénarios étudiés, ce qui n'a aucun intérêt pour une comparaison entre des filières concurrentes ;
2. Un même sous-produit (*e.g.* boue papetière) peut être produit de façons très différentes selon les sites industriels, et collecter des données propres à chaque site augmenterait fortement la complexité de l'ACV réalisée, et poserait le problème de l'allocation des impacts entre les sous-produits utilisés et les produits générés par les activités.

En revanche, la gestion de ces sous-produits selon des techniques conventionnelles – *i.e.* autres que leur valorisation en construction de sol – est prise en compte ; ainsi, on se place dans le cas d'une extension du système.

b) Données exclues de l'ACV

Le cœur de l'ACV repose sur l'inventaire qui est réalisé lors de l'ICV. C'est uniquement à partir de ces données que l'évaluation des impacts est possible. Il est donc crucial, pour que l'ACV soit réaliste, que (1) cet inventaire soit le plus exhaustif et exact possible et que (2) le maximum de données inventoriées soit caractérisé lors de l'EICV. Or des écarts peuvent se manifester entre la réalité, les données d'inventaires, et les impacts évalués sur lesquels se base toute prise de décision (Figure 15).

En effet, il n'est pas rare que certains flux ne soient pas inventoriés ou caractérisés. Plusieurs raisons peuvent être invoquées :

- les flux sont considérés comme négligeables ;
- il est très difficile de les estimer avec une précision/certitude jugée satisfaisante ;
- certains flux, pourtant inventoriés, peuvent être considérés comme anodins.

Ces approximations conduisent systématiquement à minimiser les impacts potentiels du système étudié. A l'inverse, il est possible que certains flux soient surestimés, soit suite au recours de proxys inappropriés pour le système étudié, soit en raison d'hypothèses pessimistes. Ce dernier point peut nécessiter le recours à des analyses de sensibilité.

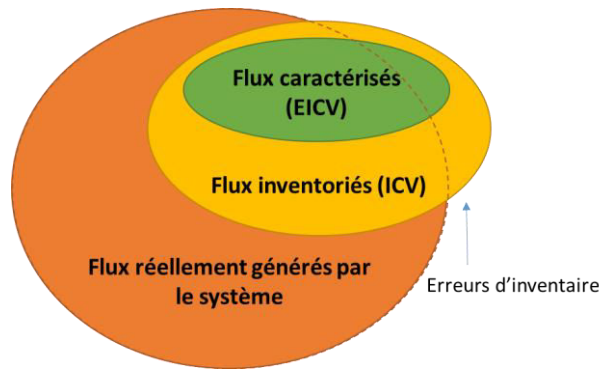


Figure 15: Erreurs sur le résultat d'une ACV, induites par un inventaire incomplet ou erroné, et un manque de données caractérisées

Flux sous le seuil de coupure

Par souci de simplicité, on exclut généralement de l'inventaire certains flux de produits jugés minoritaires, *i.e.* consommés en très faibles volumes comparés à l'inventaire total. On considère que ces flux tombent sous un « seuil de coupure », généralement défini dans les objectifs de l'ACV. En toute rigueur, ces flux différents des autres sont susceptibles d'avoir des impacts différents, et il convient de rester vigilant à ce que leurs propriétés ne leur confèrent pas des impacts significatifs (Reap et al., 2008a).

Par exemple, dans le cas de la valorisation d'une biomasse produite sur un site contaminé, on peut supposer que les poussières issues de la biomasse n'ont aucun impact, et exclure ces poussières de l'inventaire. Il est plus judicieux (1) d'estimer, même grossièrement, la quantité de poussière en jeu et sa teneur en polluants, (2) d'évaluer la contribution de ces flux aux impacts totaux et (3) de conclure sur le caractère anodin ou non de la poussière, que de la négliger trop promptement (Rodrigues et al., 2016).

Flux jugés trop incertains

Certains flux peuvent être exclus de l'inventaire parce que leurs estimations, sans pour autant être négligeables, présentent trop d'incertitudes et pourraient nuire à la robustesse de l'inventaire.

Par exemple, les inventaires de la base EcolInvent sur les stériles miniers sulfurés ne tiennent pas compte du risque de drainage minier acide (DMA), à l'issue duquel les sulfures présents dans les stériles s'oxydent en acide sulfurique, qui acidifie le milieu aquatique et accroît significativement la mobilité de nombreux métaux lourds (Althaus et Classen, 2005). Le potentiel de DMA avait été estimé, mais présentait de trop fortes incertitudes et n'a donc pas été pris en compte, alors que ces seules estimations induisaient des augmentations d'impacts de un à deux ordres de grandeur.

Du point de vue du praticien ACV, il aurait sans doute été préférable de conserver cette estimation, quitte à lui attribuer une forte incertitude. Cela aurait au moins le mérite :

- de rappeler au praticien l'existence de ce problème, qui est totalement invisible en l'absence de donnée, si grossière soit-elle ;
- de lui laisser décider comment gérer cette incertitude, qui peut n'être, en fin de compte, pas significative au regard des autres incertitudes de l'ACV.

Néanmoins, cela suppose qu'une analyse d'incertitude soit réalisée systématiquement.

Flux non caractérisés

Certains flux, enfin, sont inventoriés mais rarement caractérisés, car leurs impacts sur l'environnement sont supposés négligeables. Par exemple, c'est le cas des émissions de sulfates ou de sodium dans l'eau, du fait de leur très faible toxicité, ou encore des consommations de granulats, jugés bien plus abondants que des métaux d'importance stratégique.

Pourtant, une accumulation excessive d'ions dans l'eau peut dégrader sa qualité et saliniser les sols alentours (Van Beek et al., 2012), et les granulats représentent l'une des principales ressources consommées en tonnage dans le monde, et leur extraction peut accroître significativement l'érosion des sols, la dégradation des eaux de surface, la vulnérabilité des côtes aux vagues ; ils peuvent également constituer une ressource rare localement (Martaud, 2008; Naveen Saviour, 2012).

Le problème vient ici de l'absence de méthode caractérisant ces impacts : les normes régissant l'ACV n'imposent en effet pas de liste exhaustive des impacts à évaluer, mais suggèrent simplement que l'évaluation doit être complète et ne pas passer à côté d'impacts importants. Or, selon les études, les impacts jugés pertinents peuvent varier (e.g. usage des sols pour l'agriculture ; odeurs pour la gestion des déchets (Bellon-Maurel et al., 2012)). Par simplicité, les impacts jugés mineurs peuvent être retirés du périmètre de l'étude, ce qui leur fait perdre en comparabilité, ainsi qu'une des forces de l'ACV, à savoir la possibilité d'identifier des transferts d'impacts.

Par ailleurs, d'autres substances ne sont pas caractérisées faute de connaissances sur leurs impacts (e.g. polluants émergents, nanoparticules). Les prendre en compte dans l'EICV est plus complexe que pour les flux non inventoriés : pour ces derniers, il « suffit » de faire des hypothèses sur leurs quantités / incertitudes ; pour les flux non caractérisés, les hypothèses portent sur les facteurs de caractérisation. Or les logiciels d'ACV ne prennent généralement pas en considération les incertitudes sur ces facteurs.

c) Sensibilité de l'ACV à la résolution des inventaires et impacts

Une autre limite de l'ACV porte sur son caractère très agrégé : les inventaires de flux ne tiennent généralement pas compte de leur distribution dans le temps ou l'espace, qui sont pourtant cruciaux pour de nombreux impacts. Par exemple :

- la consommation d'un mètre cube d'eau douce aura un impact moindre sur la ressource en eau et les écosystèmes au Canada qu'en Arabie Saoudite, où l'eau est soumise à de très fortes contraintes ;
- les conditions météorologiques, hydrologiques, édaphiques d'un milieu peuvent faire varier de plusieurs ordres de grandeur sa susceptibilité à l'eutrophisation ou à l'acidification (Reap et al., 2008b) ;
- une forte émission de composés organiques volatils (COV) génèrera bien plus d'ozone en pleine journée que la nuit.

De même, la fragilité de certains milieux spécifiques, la criticité de certaines émissions polluantes (liée à la densité de la population susceptible d'y être exposée), les différences de technologies localement disponibles (e.g. mix énergétique) nécessiteraient d'être prises en compte de manière plus fine.

Ces problématiques concernent à la fois les données d'inventaire et les méthodes d'évaluation d'impacts. Si des progrès significatifs sont attendus pour ces dernières, en termes de prise en compte de l'emplacement des émissions dans l'EICV (Bulle et al., 2013), les bases de données d'inventaire ne permettent pas encore d'exploiter pleinement ces avancées au niveau du background du système.

Accroître la résolution du background suppose en effet d'augmenter considérablement la quantité de données requises. Il semble plus pragmatique de concentrer les efforts sur les éléments du système pour lesquels les données sont plus facilement accessibles (foreground), et de s'assurer que les impacts correspondants sont les plus significatifs.

Problème de l'inventaire : cas des ressources hydriques

Pour l'heure, seuls les flux d'eau sont référencés géographiquement, de façon quasi-systématique dans EcoInvent, mais ce référencement souffre encore de quelques difficultés :

- le référencement des flux est indexé au mieux en fonction des pays, alors que les contraintes hydriques dépendent plus du zonage climatique et topographique que de frontières administratives ;
- quelques imprécisions dans l'inventaire peuvent donner des résultats aberrants.

Ce dernier point est remarquable avec l'exemple de l'électricité produite à partir de gaz en Arabie Saoudite. D'après le Tableau 7, l'inventaire suggère en effet que les centrales au gaz saoudiennes prélèvent (resp. rejettent) de l'eau douce depuis (resp. vers) le milieu naturel⁹, alors qu'il s'agit plus certainement d'eau de mer. Par ailleurs, l'eau décarbonatée consommée provient du marché mondial, faute de donnée plus précise sur le marché local, ce qui induit une importation d'eau en Arabie Saoudite, d'où un impact très favorable sur les ressources locales en eau. Or il est beaucoup plus probable, compte tenu des volumes en jeu, que l'eau décarbonatée ait été produite à proximité de la centrale électrique, à partir d'eau de mer.

Tableau 7: Bilan et impact hydrique de la production de 1 MWh d'électricité

Consommations d'eau	Flux massique (m ³)	Impact (m ³ équivalent)
Eau de refroidissement prélevée dans le milieu naturel	88,62	75 605
Eau décarbonatée, marché global	3,09	0,25
Total	91,71	75 605
Rejets d'eau		
Rejet d'eau dans le milieu naturel	90,24	76 985
Évaporation	1,47	0
Total	91,71	76 985
Rejet net d'eau dans le milieu local	1,62	-1380
<i>Note : concerne la production de 1 MWh d'électricité partir de gaz naturel en Arabie Saoudite (d'après EcoInvent, version 3). L'impact sur la ressource en eau est évalué avec la méthode Swiss Ecoscarcity (Frischknecht et al., 2008; EC - JRC - IES, 2011)</i>		

⁹ Faute de précision sur l'origine / destination de l'eau prélevée / rejetée, sa nature par défaut est en effet de l'eau douce de surface.

Il en découle une erreur significative dans l'évaluation des impacts de l'électricité saoudienne sur les ressources en eau. Cette erreur est d'autant plus forte avec la méthode Swiss Ecoscarcity (Frischknecht et al., 2008)¹⁰ que cette dernière attribue à l'eau saoudienne un des facteurs parmi les plus forts, comme illustré par la Figure 16.

En conséquence, un ICV qui inclut dans son background une consommation d'électricité saoudienne voit son impact sur les ressources hydriques très fortement sous-estimé¹¹. Une accumulation d'erreurs de ce genre, tout au long de l'inventaire, accroît fortement les incertitudes dans l'évaluation des impacts.

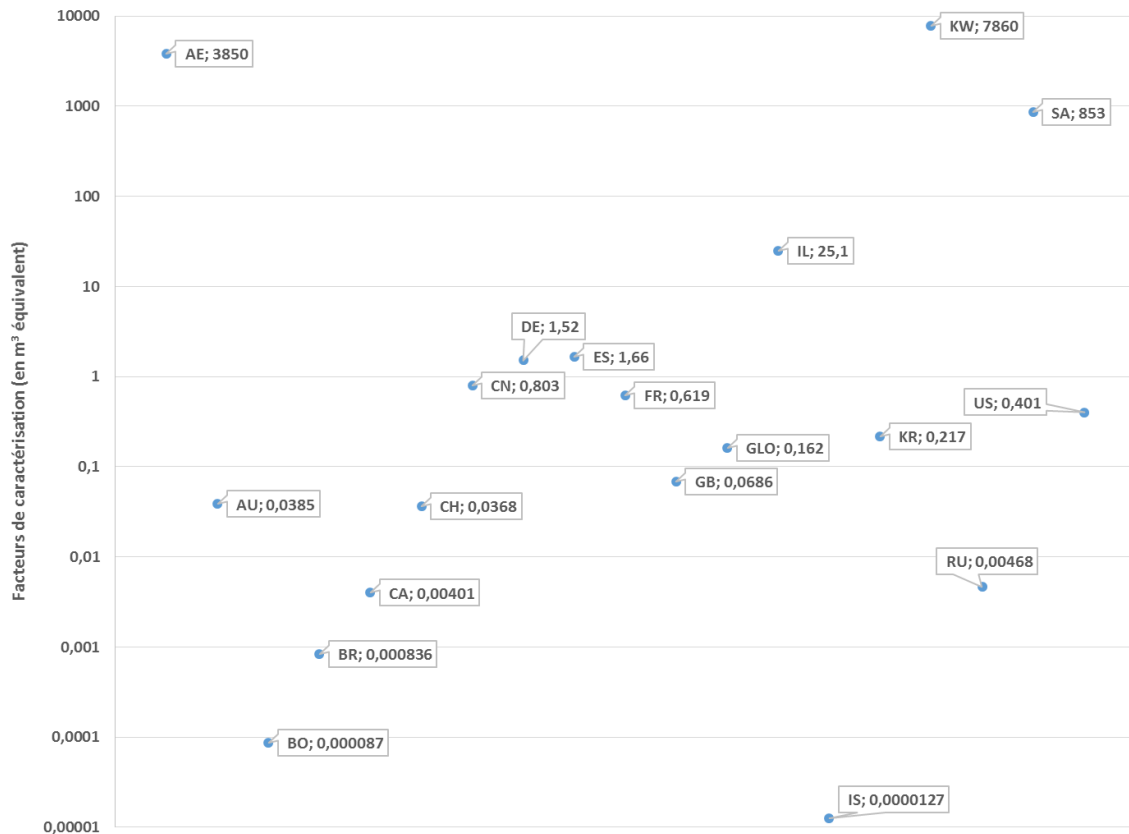


Figure 16: Exemples de facteurs de caractérisation pour l'épuisement des ressources en eau en fonction des pays

¹⁰ Méthode recommandée par l'ILCD (EC - JRC - IES, 2010)

¹¹ C'est par exemple le cas des engrais phosphatés, dont une partie de la production mondiale est basée en Arabie Saoudite. Une tonne de superphosphate nécessite en moyenne 42 MJ d'électricité saoudienne (-16 m³ équivalents, à comparer avec le reste du cycle de vie du superphosphate : 12,8 m³ équivalents). Le bilan se traduit par un impact de -3,2 m³ équivalents par tonne de superphosphate achetée sur le marché mondial.

d) Prise de décision sur des systèmes complexes et incertains

L'interprétation des résultats soulève enfin plusieurs difficultés :

- comment comparer des systèmes aux impacts très différents (*a priori* non comparables), et prendre une décision sur la base d'indicateurs très nombreux et souvent incertains ?
- les impacts quantifiés sont-ils graves, significatifs, notamment au regard de la résilience de l'environnement ?

Ces difficultés reflètent la complexité de l'ACV, qui représente un des obstacles majeurs à son utilisation comme outil d'aide à la décision.

Comparaison entre systèmes complexes aux impacts incertains

Bien souvent, l'ACV n'a pas qu'une vocation purement descriptive des impacts sur l'environnement d'un système ; elle vise à identifier des pistes d'amélioration de ce système, ou à le comparer à d'autres, pour identifier les options présentant les impacts les plus faibles. Cependant, les résultats de l'EICV présentent rarement un système comme unilatéralement meilleur qu'un autre pour tous les indicateurs considérés (Figure 17a) : il y a bien souvent un transfert d'impact d'une technologie à l'autre.

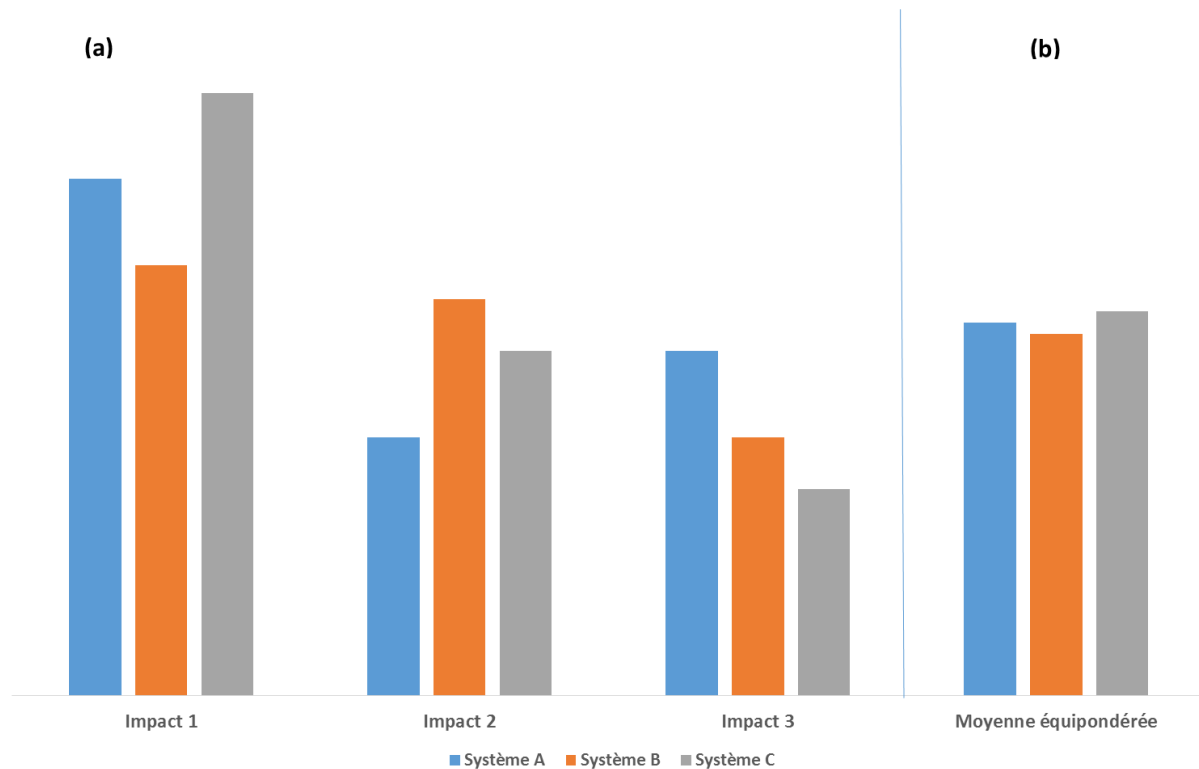
Pour décider de l'option la plus vertueuse, l'approche la plus classique consiste à agréger les indicateurs, notamment avec des facteurs de pondération. Avec un seul indicateur, la prise de décision est en principe plus simple : le classement entre différents systèmes devient possible (Figure 17b). Néanmoins, cette approche a ses limites.

En premier lieu l'agrégation induit souvent une perte d'informations sur les spécificités de chaque système :

- les écarts des impacts moyens sont nettement plus faibles que ceux des impacts pris individuellement ;
- l'agrégation ne permet pas d'identifier l'origine des incertitudes sur le résultat final. Ainsi, un seul indicateur très incertain peut donner l'impression que des systèmes contrastés se valent, et ce d'autant plus que l'agrégation lisse la variabilité entre les indicateurs.

Pour ces raisons, il est plus pertinent de mener une ACV avec les deux approches (multicritère et monocritère) simultanément (Schlierf et al., 2012). En cela, les outils proposés par l'analyse de données pourraient offrir des perspectives intéressantes : ainsi, l'agrégation offre une synthèse des résultats moyens pour comparer les systèmes, tandis que l'analyse de données permettrait d'expliquer les différences et les incertitudes, et d'identifier les transferts d'impacts.

Un autre problème de l'agrégation tient au choix de la méthode de pondération utilisée. Les résultats peuvent en effet considérablement varier selon les poids attribués à chaque impact. Or rien n'empêche en principe de les choisir de façon arbitraire. Néanmoins, si l'objectif est de réduire les impacts des systèmes étudiés, l'approche jugée la plus cohérente consiste à pondérer les impacts selon leur gravité, comme discuté par la suite.



Remarque : Chaque système présente successivement l'impact le plus fort, le moins fort, ou est intermédiaire, selon l'impact considéré (a). L'agrégation permet de simplifier le problème (b), mais induit une perte d'information

Figure 17: Comparaison entre trois systèmes sur la base de trois catégories d'impact (a), ou de leur moyenne équipondérée

Gravité des impacts

Les résultats de l'EICV sont la plupart du temps exprimés en unités physiques (*e.g.* tonne d'équivalent CO₂ / particule de taille inférieure à 2,5 microns / azote / déficit de carbone organique). En l'état, ils ne suffisent pas à déterminer leur gravité, notamment au regard des services qu'ils rendent. Parmi les stratégies développées pour y remédier, on compte (1) la monétarisation des impacts, (2) leur normalisation par rapport à une situation de référence et (3) le calcul de l'éloignement de l'objectif.

- (1) La monétarisation des impacts se fait de plusieurs façons possibles. Elle peut ainsi relever de la fiscalité (*e.g.* taxe carbone sur les émissions de CO₂), du coût des technologies auxquelles il faudrait recourir pour remédier à la source de pollution / réhabiliter la ressource consommée, ou à l'impact économique des dommages environnementaux (*e.g.* coût de la dépollution, frais médicaux). Elle simplifie considérablement l'interprétation de l'EICV (Cao et al., 2015) en offrant un signal prix facilement intégrable dans le choix entre différentes technologies (Papandreou, 1998; Pigou et al., 2013). Néanmoins, elle comporte de nombreuses incertitudes, tant pour la quantification des dommages¹² que des techniques de remédiation. Par ailleurs, elle occulte le fait que les coûts générés pour la société représentent un bénéfice pour les entités en charge de remédier à ces impacts.

¹² À l'heure actuelle, aucune méthode orientée Dommage (endpoint) n'atteint une fiabilité suffisante, hormis pour certains impacts sanitaires (cf. Tableau 4), du fait de la complexité des mécanismes environnementaux en jeu.

- (2) La normalisation consiste à diviser les impacts étudiés par ceux générés par un système de référence. Il s'agit en général des impacts moyens d'un individu résidant dans un périmètre géographique donné. Par exemple, l'ILCD fait un bilan des impacts environnementaux des activités humaines sur le territoire de l'UE à 27 en 2010 et divise ces impacts par le nombre d'habitants (Benini et al., 2014), comme illustré par le Tableau 8. Ces impacts par habitant permettent ainsi d'exprimer les impacts du système étudié, non plus en différentes unités physiques, mais en équivalent-habitants. Il est alors, en principe, possible de comparer le système étudié avec d'autres activités, en considérant par exemple le nombre d'emplois qu'elles génèrent ou leur chiffre d'affaires.
- (3) Parmi les méthodes de normalisation utilisées, celles basées sur l'éloignement de l'objectif (« distance to target » en anglais), proposent de considérer non plus les impacts générés par un individu moyen, mais les impacts maximum autorisés par la réglementation ou ceux qu'il pourrait générer sans compromettre gravement la structure et le fonctionnement de l'environnement (Bjørn et Hauschild, 2015; Tuomisto et al., 2012), autrement dit les « frontières planétaires » à ne pas dépasser (Doka, 2015; Rockström et al., 2009; Steffen et al., 2004, 2015).

Ce concept, illustré par la Figure 18, croît en popularité et constitue un pilier de nombreuses études réalisées pour l'ONU ou en politique publique (Bringezu et al., 2014; Dao et al., 2015; Heijungs et al., 2014), car il a le mérite d'indiquer des objectifs à atteindre / frontières à ne pas dépasser pour être durable, et de prioriser les impacts. Il est en soi plus utile qu'une simple comparaison entre différents systèmes, qui ne préjuge en rien de leur durabilité réelle (Hauschild, 2015).

Le choix des frontières en question comporte néanmoins des incertitudes, en particulier dans la mesure où :

- (1) elles ne tiennent pas encore compte des interactions entre les menaces (*e.g.* entre changement d'usage des sols et perte de biodiversité) ;
- (2) elles ne considèrent encore qu'au niveau global les impacts étudiés, ce qui n'est pas pertinent pour les impacts locaux¹³ ;
- (3) leur définition relève souvent plus du principe de précaution que de fondements scientifiques avérés ;
- (4) plusieurs seuils sont généralement possibles pour un même impact, selon le niveau de dégâts que l'on juge acceptable¹⁴.

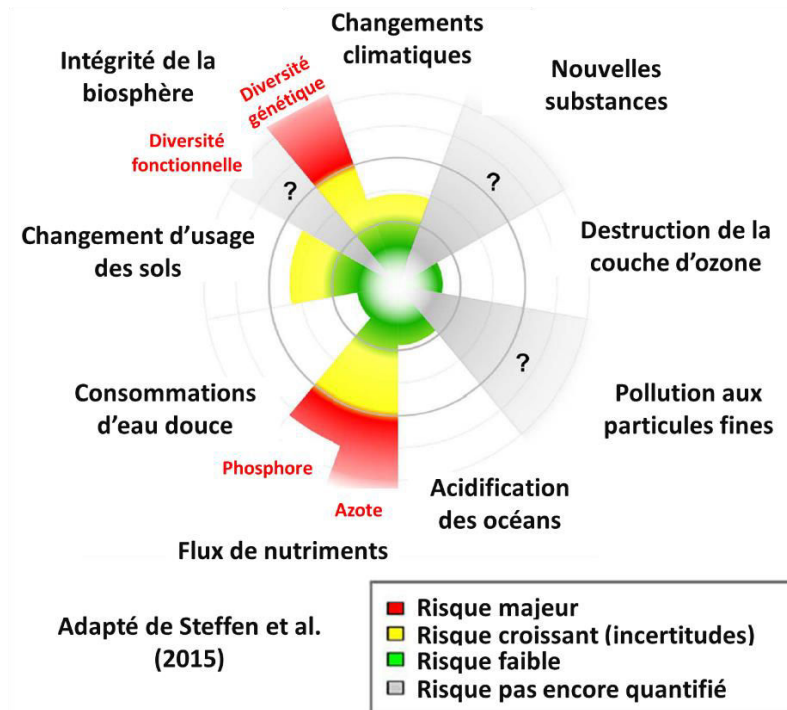
¹³ Ainsi, une même pollution peut être anodine si elle a lieu sur une grande surface, et catastrophique sur une plus petite.

¹⁴ Pour les changements climatiques, par exemple, on peut considérer que la hausse des températures moyennes ne doit pas dépasser les 2°C d'ici 2100, ou seulement 1°C, selon les objectifs de préservation des cycles et écosystèmes glaciers et océaniques (Bjørn and Hauschild, 2015; Haines-Young et al., 2006).

Tableau 8: Impacts générés à l'échelle de l'UE 27 en 2010 et facteurs de normalisation par habitant (Benini et al., 2014)

Impact	Unité	Impact domestique	Facteur de normalisation par personne	Fiabilité de l'indicateur
Changements climatiques	kg CO ₂ eq.	4,60×10 ¹²	9,22×10 ³	I
Destruction de la couche d'ozone	kg CFC-11 eq.	1,08×10 ⁷	2,16×10 ⁻²	III
Substances toxiques cancérigènes pour l'Homme	CTUh	1,84×10 ⁴	3,69×10 ⁻⁵	Interim
Substances toxiques non-cancérigènes pour l'Homme	CTUh	2,66×10 ⁵	5,33×10 ⁻⁴	Interim
Particules fines	kg PM2.5 eq.	1,90×10 ⁹	3,80×10 ⁰	I
Substances ionisantes sur l'Homme	kBq U235 eq. (vers l'air)	5,64×10 ¹¹	1,13×10 ³	III
Substances ionisantes sur l'environnement	CTUe	-	-	-
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC eq.	1,58×10 ¹⁰	3,17×10 ¹	III
Acidification des sols et eaux	mol H+ eq.	2,36×10 ¹⁰	4,73×10 ¹	II
Eutrophisation terrestre	mol N eq.	8,76×10 ¹⁰	1,76×10 ²	III
Eutrophisation eau douce	kg P eq.	7,41×10 ⁸	1,48×10 ⁰	III/Interim
Eutrophisation eau de mer	kg N eq.	8,44×10 ⁹	1,69×10 ¹	III/Interim
Ecotoxicité (eau douce)	CTUe	4,36×10 ¹²	8,74×10 ³	Interim
Usage des sols	kg C deficit	3,74×10 ¹³	7,48×10 ⁴	III
Epuisement des ressources hydriques	m3 eau eq.	4,06×10 ¹⁰	8,14×10 ¹	III/Interim
Epuisement des ressources minérales, fossiles, renouvelables	kg Sb eq.	5,03×10 ⁷	1,01×10 ⁻¹	III

Signification des notes : I : Très haute ; II : Haute ; III : Intermédiaire ; Interim : Basse



Chaque impact généré par l'Homme est normalisé par ce qu'il pourrait en principe générer sans causer de dommage majeur à l'environnement, i.e. sans dépasser ces frontières planétaires (cercle gris intérieur) ; ainsi les impacts pour lesquels l'Homme compromet les équilibres planétaires sont clairement identifiés

Figure 18: Présentation du concept de frontières planétaires (Bjørn et Hauschild, 2015).

Enfin, le fait qu'un système soit sous la limite qui lui est imposée pour un indicateur ne signifie pas qu'il « peut se permettre » de polluer plus, comme certaines critiques le laissent penser. Pour statuer sur la marge de manœuvre disponible, il convient d'abord de considérer si l'écosystème étudié peut supporter une pression supplémentaire (*i.e.* si les autres activités en place sur le territoire n'exercent pas une pression trop forte). Ce dernier point est développé dans le Chapitre V.

D. Prise en compte des sols et des écosystèmes

Cette section s'intéresse à la manière dont les enjeux propres à la production de biomasse – et en particulier sur des terrains délaissés – peuvent être pris en compte. La production de biomasse diffère significativement d'autres activités humaines dans la mesure où (1) elle est très consommatrice d'espaces, (2) l'agriculture est responsable de 75% des pertes de sols d'origine humaine (Núñez et al., 2012) et (3) ses impacts sont souvent majoritairement locaux (acidification et eutrophisation du milieu liés aux intrants), *etc.* (Weiss et al., 2007).

Cette section décrit donc comment ces enjeux sont généralement traités en ACV pour une production agricole conventionnelle, et investigate les adaptations possibles aux spécificités des sites délaissés :

- (1) usage des sols : l'ACV doit pouvoir prendre en compte le caractère particulier (dégradé) des sols utilisés par rapport à des sols agricoles classiques ; leur état de friche peut notamment en faire des réservoirs de biodiversité très différente de celle rencontrée naturellement ;
- (2) ressource sol : l'ACV doit pouvoir quantifier le bénéfice environnemental associé à la construction de sol – une des stratégies investiguées pour produire la biomasse (LORVER) – qui peut être vue comme une préservation de la ressource sol ;
- (3) pollution : certains sites délaissés souffrent de pollutions dont les effets peuvent être amplifiés ou atténués par l'exploitation agricole ; par ailleurs, le caractère particulier des sites délaissés peut nécessiter des interventions particulières (amendements, fertilisation plus importante).

1. Usage des sols

a) Au niveau de l'inventaire

Les inventaires de cycle de vie considèrent l'usage des sols à travers trois indicateurs : deux indicateurs quantitatifs (la surface transformée/occupée pour les besoins de l'activité étudiée et la durée d'occupation du sol), et un indicateur qualitatif faisant référence au type d'usage du sol. À ce dernier correspondent, au moment de l'évaluation des impacts, un ou plusieurs indicateurs de la qualité du sol dont on évalue la variation, comme la teneur en carbone organique (Milà i Canals et al., 2007) ou la fourniture de services écosystémiques (Calzoni et al., 2000; Saad et al., 2013), comme cela sera développé dans le Chapitre I.D.1.c).

Depuis plusieurs années, le degré de raffinement de la description du type d'usage de sol fait débat, et doit être un compromis entre les données disponibles et les besoins pour caractériser les impacts de façon pertinente. Récemment, les travaux issus du Programme des Nations Unies pour l'Environnement et de la Société de Chimie et Toxicologie Environnementales (UNEP-SETAC, (Koellner et al., 2012)) ont proposé une caractérisation de l'usage des sols basée sur quatre niveaux :

- Niveaux 1 et 2 : type d'usage / couvert du sol, basés respectivement sur les classifications Global Land Cover 2000 (Bartholomé et Belward, 2005) et GLOBIOS (Alkemada et al., 2009) ;
- Niveau 3 : type de gestion du sol, e.g. caractère irrigué ou non d'une exploitation agricole, continu ou fragmenté d'un tissu urbain ;
- Niveau 4 : dans le cas des exploitations agricoles, intensité des pratiques ayant cours.

À cette description de l'activité est couplée une indication sur son milieu d'implantation, basée sur une classification des écosystèmes terrestres en 14 biomes, comme illustré par la Figure 19 (Olson et al., 2001). Selon les besoins en détails, une résolution géographique plus importante peut être employée ([http://www.pes.uni-](http://www.pes.uni-bayreuth.de/en/download/2012_LULCIA_files/Koellner_et_al_2012_Table_3.xls)

[bayreuth.de/en/download/2012_LULCIA_files/Koellner_et_al_2012_Table_3.xls](http://www.pes.uni-bayreuth.de/en/download/2012_LULCIA_files/Koellner_et_al_2012_Table_3.xls)).

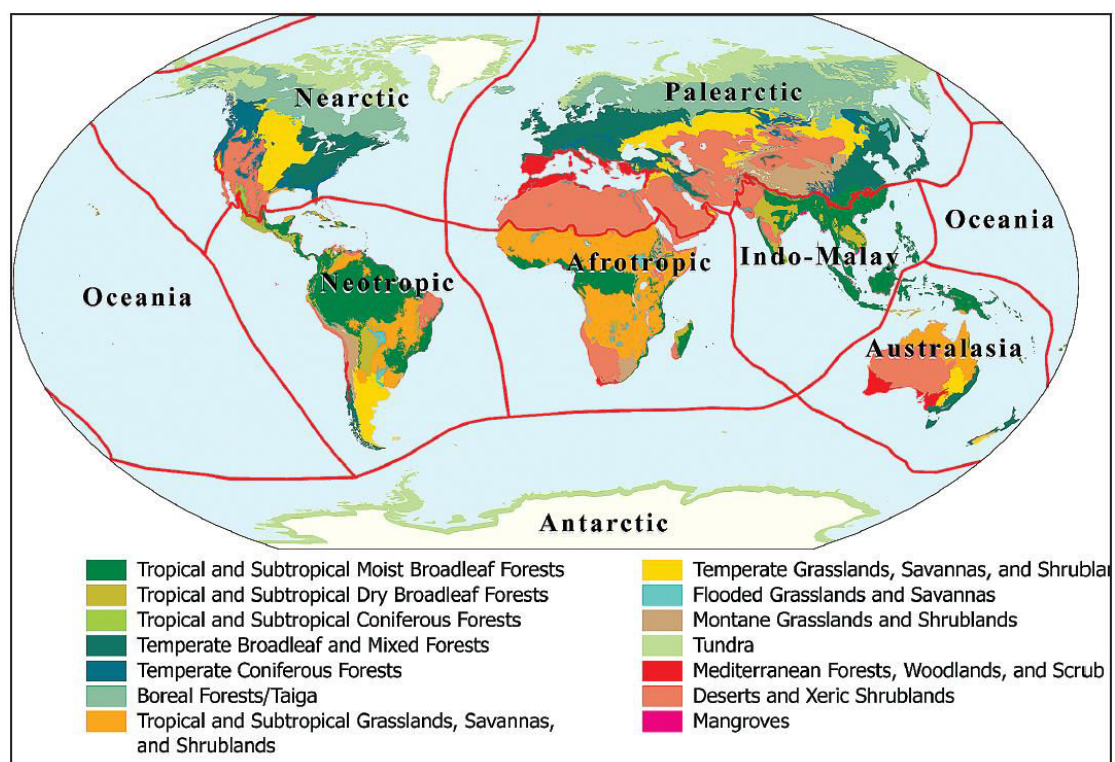


Figure 19: Classification des écosystèmes terrestres en quatorze biomes et huit grands domaines, utilisée pour la caractérisation des impacts liés à l'usage des sols (Olson et al., 2001)

Cette classification comporte néanmoins encore plusieurs limites :

- Description générique des pratiques, notamment agricoles et forestières : aucune donnée n'est ainsi renseignée sur l'intensité et le type de travail du sol, les apports de matière organique ou d'amendements, le caractère biologique ou non de l'exploitation, la fréquence des rotations culturales, des coupes forestières. Ces pratiques ont pourtant un impact majeur sur la qualité des sols et leur biodiversité (Brandão et Milà i Canals, 2012). Le degré d'artificialisation des sols est également mal pris en compte. Au niveau du foreground, et en particulier pour des systèmes occupant des surfaces importantes, ces données devraient être les plus précises possible ;

- Focus sur les écosystèmes terrestres : les zones humides et récifs sont faiblement pris en compte dans les inventaires et méthodes d'EICV considérées ;
- Transposition incomplète de ces évolutions dans les données d'inventaire ou les logiciels d'ACV : il faut en effet du temps pour que ces derniers proposent des données d'inventaire comportant les dernières avancées proposées en matière de caractérisation des impacts, et avec la résolution demandée. Par exemple, le Tableau 9 indique que sous la version 8.1 du logiciel d'ACV SimaPro (PRé Sustainability, 2015), avec les données Ecolnvent, l'usage des sols ne peut être inventorié que pour huit des quatorze biomes identifiés, dans le meilleur des cas, et que sur treize des près de soixante usages de sols possibles. Ainsi, une description plus fine des pratiques agricoles (intensité, irrigation), ou du type de sols anthropisés, n'est possible qu'au niveau global.

Ces limites impactent significativement la qualité de l'évaluation des impacts, qui ne permet de discriminer avec certitude que des usages de sols radicalement différents (*e.g.* urbanisation contre prairie ou parcelle agricole) (Saad et al., 2013). Cette problématique se pose d'autant plus dans le cas de sols considérés comme délaissés, qu'il s'agisse de friches urbaines ou industrielles, de terres agricoles à l'abandon à cause de leur faible fertilité, teneur en matière organique, ou de leur contamination.

En conséquence, en ce qui concerne l'usage des sols, les flux d'inventaire génériques disponibles sont plus appropriés pour réaliser une ACV territoriale, où des scénarios d'aménagement très contrastés sont envisagés (*e.g.* parking, agriculture, zone humide), ou pour évaluer les impacts du background du système étudié, que pour une comparaison entre différentes filières de production. Une exception notable serait la délocalisation de la production dans un des scénarios étudiés : on bénéficierait alors de la différenciation spatiale au sein d'une même pratique agricole.

Dans ces conditions, le recours à des flux d'inventaire et des facteurs de caractérisation génériques pour les usages des sols n'est pas recommandé au niveau du foreground, si ces derniers revêtent une importance particulière (agriculture ou autre activité fortement consommatrice d'espace, ou discrimination entre différentes qualités de sols utilisés). Dès lors, pour ces usages particuliers, il convient de développer des facteurs de caractérisation au cas par cas (Bellon-Maurel et al., 2012; Helin et al., 2014).

Tableau 9: Synthèse des usages de sols et biotopes les mieux documentés dans les bibliothèques de SimaPro (v8.1).

Biotope	Type	Land use													
		Forest, used	Artificial areas, Dump site	Agriculture, Arable	Artificial areas	Forest, natural	Forest, used, intensive	Grassland, Pasture/meadow	Artificial areas, Industrial area	Artificial areas, Construction site	Agriculture, Permanent crops	Forest, natural, secondary	Agriculture, Arable, non-irrigated,	Artificial areas, Mineral extraction sites	
World	Occupation, Transformation from & to	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
Temperate broadleaf and mixed forest	Occupation, Transformation from & to	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
Temperate coniferous forest	Transformation from & to	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
	Occupation	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
Montane grasslands and savannas	Occupation, Transformation from & to	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•				
Temperate grasslands, savannas and shrublands	Occupation	•	•		•	•	•	•	•	•	•		•		
	Transformation from & to	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•				
(Sub)tropical dry broadleaffed forest	Occupation, Transformation from	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•				
	Transformation to		•	•	•	•	•	•	•	•					
(Sub)tropical moist broadleaffed forest	Occupation	•	•	•	•	•									
	Transformation to	•	•	•	•							•			
	Transformation from	•	•	•	•										
(Sub)tropical grasslands, savannas and shrublands	Occupation, Transformation from	•	•	•											
	Transformation to	•		•											
(Sub)tropical coniferous forest	Transformation to	•	•												

Les • indiquent si les flux considérés sont identifiés dans les bases de données utilisées

Les couleurs indiquent si, pour les mêmes usage de sol (colonne) et biotope (ligne), tous les types de flux sont pris en compte de la même façon ou non.

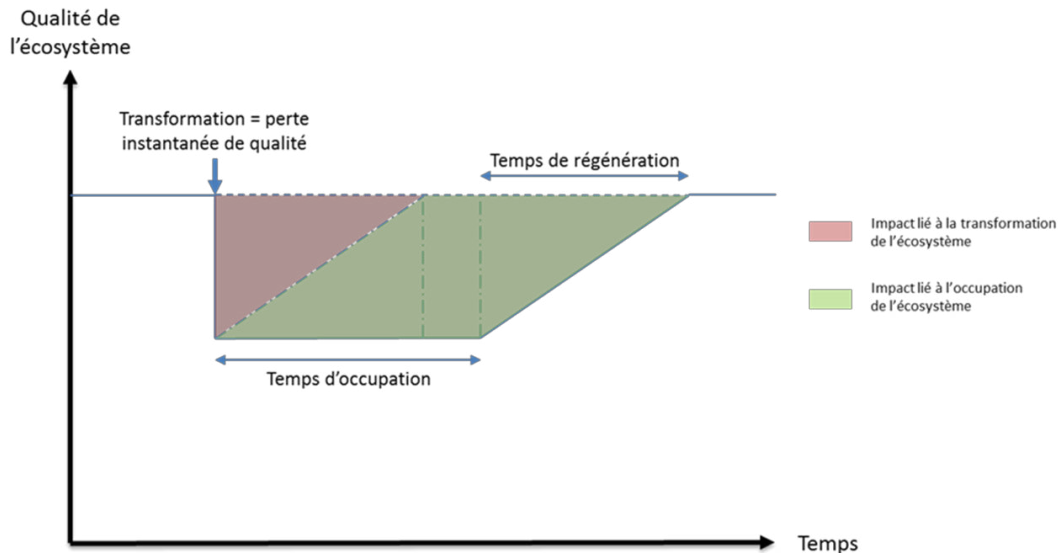
Remarque : seuls les usages de sols les mieux documentés sont représentés. Les autres usages sont, au mieux, documentés au niveau mondial ; sinon : pas du tout.

b) Au niveau de l'évaluation des impacts

Pour évaluer les impacts liés à ces changements d'usage du sol et comparer des situations différentes, le Programme des Nations Unies pour l'Environnement et la Société de Chimie et Toxicologie Environnementales (UNEP-SETAC, (Koellner et al., 2013)) proposent un indicateur proportionnel à :

- la durée du dommage ;
- l'intensité de la dégradation du sol (sa perte de qualité par rapport à un état de référence¹⁵, moyennée sur la durée du dommage) ;
- son étendue (la surface en jeu).

Les facteurs de caractérisation utilisés sont dès lors équivalents aux aires représentées sur la Figure 20. L'impact de la transformation du sol est proportionnel à la perte de qualité par rapport à l'état de référence et au temps de régénération naturelle de l'écosystème, au terme de son occupation.



Adapté de Koellner et al. 2013

Remarque : Par simplicité, la surface transformée n'est pas représentée : seuls le temps et à qualité de l'écosystème le sont.

Figure 20 : Principe de l'évaluation des impacts liés aux changements d'usage des sols.

La Figure 20 illustre une évolution très simplifiée de la qualité d'un écosystème, utilisée dans la plupart des modèles :

- sa transformation induit une perte très rapide (instantanée) de qualité ;
- son occupation le maintient à un niveau constant, inférieur à une situation de référence ;
- au terme de cette occupation, l'écosystème retourne spontanément et à rythme constant à des propriétés équivalentes à celles qu'il avait avant toute intervention humaine, au bout d'un temps de régénération naturelle.

¹⁵ L'état de référence recommandé est le couvert végétal (quasi-)naturel dominant dans les conditions pédoclimatiques étudiées, car ces données sont relativement faciles à collecter, et l'écart avec cet état illustre pertinemment les impacts liés à l'activité humaine (Koellner et al., 2013)

Naturellement, une telle évolution de l'écosystème est virtuelle et souffre de nombreuses limites, afin de tenir compte de la très grande diversité de situations : il serait en effet excessivement long et coûteux de collecter des données précises sur tous les changements d'usages de sol induits par un système (Koellner et Scholz, 2007). En toute rigueur, il faudrait considérer chaque écosystème impacté dans son unicité, mais cela ajouterait autant de critères à une ACV déjà complexe (cf. Chapitre I.C.3.d)).

Il importe cependant d'expliciter deux composantes majeures de ce modèle d'impact : la substituabilité du temps et de l'espace pour l'occupation et le temps de régénération d'un écosystème.

Substitution du temps et de l'espace

Dans le modèle actuel, le temps d'occupation et la surface occupée sont des paramètres parfaitement substituables : dans l'ICV, il importe peu que la production d'un bien nécessite l'occupation d'un terrain de 10 ha pendant 10 ans ou de 20 ha pendant 5 ans. Cette vision statique de l'ACV, déjà mentionnée dans le Chapitre I.C.3, n'est pertinente que pour des dégradations de faible intensité, réversibles en peu d'années (Koellner et Scholz, 2007). Pour des dégradations fortes, il est en théorie préférable d'occuper une faible surface pendant longtemps, pour limiter l'ampleur des surfaces à restaurer.

Temps de régénération

Le temps de régénération naturelle d'un écosystème est le temps au bout duquel il recouvrirait en théorie des propriétés analogues à un écosystème de référence, généralement semi-naturel. Ce temps peut être rapide (quelques années à décennies) pour le reboisement naturel d'anciennes parcelles agricoles, à très lent (quelques siècles à millénaires) pour des sites fortement anthropisés ou dégradés. Ainsi, à titre d'exemple :

- le Tableau 10 présente des temps de régénération pour certains profils d'écosystèmes, dont le couvert a été fortement altéré, mais dont les fonctions support sont restées intactes (Koellner et Scholz, 2007) ;
- le Tableau 11 présente les temps de régénération pour retrouver le maximum de biomasse potentielle – hors considération de la biodiversité – en fonction de l'altitude et de la latitude. On constate que ces temps de régénération croissent avec l'altitude, et globalement avec la latitude, avec un pic local au niveau des zones subtropicales, souvent désertiques (Lindeijer et al., 1998). Ces derniers servent de base au calcul de temps de régénération en fonction de la zone climatique (Saad et al., 2013) ;
- après des usages dits « biotiques » (agriculture, foresterie), Brandão et Milà i Canals (2012) proposent un temps de régénération de 20 ans pour que les sols retrouvent une teneur en carbone organique proche de l'équilibre, indépendamment de l'intensité des pratiques. Pour des sols ayant été artificialisés, les temps sont estimés entre 55 et 140 ans selon les zones climatiques et coïncident avec les valeurs proposées par Saad et al. (2013)¹⁶.

¹⁶ Cette correspondance entre les temps de régénération n'est néanmoins qu'un proxy. D'un côté, on considère le retour à un maximum de biomasse sur un sol non dégradé (Saad et al., 2013) ; de l'autre, le retour d'un sol dégradé à un taux de matière organique équivalent à une prairie à l'équilibre (Brandão and Milà i Canals, 2012).

Ce temps de régénération naturelle permet d'agréger en un seul indicateur les impacts liés à la transformation des sols et à leur occupation. En effet, les surfaces transformées (m²) n'ont pas la même dimension que les surfaces occupées pendant une certaine durée (m²an). Le temps de régénération résout ce problème de dimension.

Tableau 10: Estimations de temps de régénération pour différents écosystèmes (Koellner et Scholz, 2007)

Type d'écosystème	Temps de régénération (années)
Végétation pionnière, terre arable	<5
Végétation pionnière mûre, prairies pauvres en espèces	5-25
Prairies, landes, marais relativement riches en espèces	25-50
Haies et buissons pauvres en espèces,	
Forêts riches en espèces, buissons	50-200
Tourbières immatures	200-1 000
Prairies et landes anciennes	
Tourbières mûres, forêts primaires	1 000-2 000
Forêt tropicale (Odum, 1996; Ulgiati et al., 2006)	10 000

Tableau 11: Estimation des temps de régénération pour atteindre le potentiel maximum de production de biomasse

Altitude (m)	0-1000	1000-3000	>3000
Latitude (°):	Temps de régénération* (ans)		
80-90	150	200	220
60-80	90	110	120
40-60	70	90	100
30-40	150	175	185
20-30	60	70	90
0-20	50	70	100

* Estimations en fonction de l'altitude et la latitude à partir d'un sol nu non dégradé (Lindeijer et al., 1998; Saad et al., 2013)

Dans la pratique, un écosystème altéré ne sera jamais le même qu'avant son altération, mais il est supposé que l'action du temps et des « forces de la nature » élimineront les traces de l'intervention humaine pour rétablir un écosystème quasi-naturel avec des propriétés similaires (Koellner et al., 2013). Cette hypothèse, outre les fortes incertitudes pesant sur les estimations de temps de régénérations, n'est pas toujours valide. Ainsi, pour certaines transformations, il est illusoire d'espérer une régénération de l'écosystème : (1) un sol très fortement dégradé peut converger vers un écosystème désertique, et non forestier ; (2) une zone humide artificielle ou une autre zone fortement aménagée convergeront vers un autre équilibre que celui ayant place avant toute intervention humaine.

Dans le modèle recommandé par Koellner et al. (2013), ces irréversibilités se traduiraient par un temps de régénération infini ; à la place, les auteurs proposent un temps de 500 ans, très supérieur à ceux pris en compte. Une autre approche consisterait à introduire une actualisation des impacts, de manière à faire décroître l'importance des impacts les plus éloignés dans le temps, de façon à ce que les impacts irréversibles, fussent-ils modérés, n'écrasent pas le bilan ; la valeur du taux d'actualisation est cependant sujette à débat. Cette actualisation est également délicate à opérer en ACV, car les inventaires ne sont pas distribués dans le temps.

In fine, au regard des incertitudes et des hypothèses contestables liées aux impacts de l'usage des sols, il paraît judicieux de compléter ces évaluations avec le bilan des surfaces transformées et occupées. Ce retour aux données sources a le mérite de présenter des résultats plus robustes, et est compatible avec des démarches similaires appliquées aux flux de matière et d'eau¹⁷ (Giljum et al., 2013).

c) Impacts considérés

Pour calculer les impacts liés au sol à l'échelle mondiale, plusieurs méthodes utilisent le modèle préconisé par l'UNEP-SETAC (Koellner et al., 2013; Milà i Canals et al., 2007; Saad et al., 2013). Elles intègrent différents aspects de l'usage des sols : la biodiversité, leurs propriétés (notamment teneur en carbone organique) et les services écosystémiques qu'ils rendent. Le Tableau 12 reprend quelques indicateurs étudiés (Koellner et al., 2013; Othoniel et al., 2016). Une limite structurelle de la plupart de ces modèles est qu'ils occultent :

- la composante dynamique des écosystèmes, les indicateurs environnementaux n'étant pris en compte que via des moyennes temporelles ;
- la dépendance de la biodiversité et des services écosystémiques à l'environnement des espaces utilisés et aux échelles considérées ;
- la distinction entre fourniture et usage effectif des services écosystémiques, si l'on se place dans une vision purement anthropocentrée ;
- les effets d'autres flux pris en compte dans l'inventaire (émissions de polluants, etc.) et leurs interactions entre eux (e.g. le service de pollinisation et la production primaire) ;
- pour certains d'entre eux (Beck et al., 2010; Saad et al., 2013) : la diversité des pratiques et leur intensité.

Par ailleurs, l'approche développée avec les indicateurs du Tableau 12 mériterait d'être étendue à d'autres composantes de la biodiversité et à d'autres services écosystémiques¹⁸. A l'échelle du foreground, néanmoins, une étude suffisamment détaillée des spécificités locales peut aider à évaluer plus précisément les services écosystémiques à échelle locale.

¹⁷ En particulier, l'Analyse des Flux de Matière (Fischer-Kowalski, 1998) et l'Empreinte Eau (Loiseau, 2010)

¹⁸ Les diversités spécifique et fonctionnelle n'intègrent en effet ni la rareté de certaines espèces, ni les objectifs de conservation ; les services de maintenance et culturels sont difficilement quantifiables

Tableau 12: Sélection de services écosystémiques pris en compte en ACV

Catégorie de service		Indicateur	Source	Mentionné par	Flux caractérisés
Support	Biodiversité	Perte potentielle de biodiversité spécifique (PLF)*,**	(de Baan et al., 2012)	[2]	[a]
		Perte potentielle de biodiversité fonctionnelle	(de Souza et al., 2013)	[2]	[a]
Fourniture	Biomasse	Carbone organique des sols (kg.an/m ²)*	(Brandão et Milà i Canals, 2012)****	[1,2]	[a,b,c]
		Perte en production primaire nette liée à la perte de sol (%)	(Núñez et al., 2012)	[1]	[a]
Régulation	Eau	Recharge de la nappe phréatique (mm/an)*	(Saad et al., 2013)	[1,2]	[a,b,c]
	Contrôle de l'érosion	Résistance à l'érosion des sols (t/ha/an)*	(Saad et al., 2013)	[1,2]	[a,b,c]
	Filtration des eaux ; ressource eau	Filtration physico-chimique (cmol _c /kg)*	(Saad et al., 2013)	[1,2]	[a,b,c]
		Filtration mécanique (cm/jour)*			
		Flux d'eau verte et production d'eau bleue de surface (m ³ /ha/an)***	(Quinteiro et al., 2015)	[1]	[a]
		Changements de l'évapotranspiration (mm)	(Maes et al., 2009)	[1]	[a,b,c]
	Lutte contre les changements climatiques	Flux de carbone stocké dans les sols (tC/m ² /an)*	(Müller-Wenk et Brandão, 2010)	[1,2]	[a,c]

[1] (Othoniel et al., 2016) ; [2] (Koellner et al., 2013)

[a] Occupation ; [b] Transformation depuis ; [c] Transformation vers

* Méthodes sélectionnées dans les études de cas présentées dans cette thèse.

** Potentially Lost Fraction of species : soit la proportion potentiellement perdue des espèces naturellement présentes dans le milieu considéré

*** Eau bleue : eau de surface (cours d'eau) ou de nappe, aisément captable et transportable. Par opposition, l'eau dite verte représente l'eau retenue dans le sol et disponible pour les plantes.

**** Version mise à jour de la méthode développée par Milà i Canals et al., (2007), recommandée par l'ILCD (EC - JRC - IES, 2010)

2. Ressource sol

Un des enjeux majeurs des techniques de restauration des écosystèmes est la préservation de la ressource sol en tant que telle. Paradoxalement, un nombre limité d'approches est proposé pour estimer les dommages environnementaux liés à la perte de sol, et par extension, les bénéfices environnementaux liés à la restauration des sols.

Les approches évoquées précédemment portent sur l'occupation d'une surface, souvent indépendamment de la quantité de sol présente. Les modèles sous-jacents ne permettent pas de prendre en compte l'effet de la perte de sol.

La teneur en carbone organique des sols n'est intégrée dans sa dimension quantitative que pour les indicateurs où elle influe directement sur le service étudié (Brandão et Milà i Canals, 2012; Müller-Wenk et Brandão, 2010) ; autrement, les modèles pour lesquels le carbone organique des sols joue un rôle important (contrôle de l'érosion, filtration physico-chimique, etc.) ne l'intègrent que de façon qualitative, donc insuffisamment précise pour évaluer l'effet de la perte de sol sur ces services.

Ainsi, à l'heure actuelle, seule l'approche développée par Núñez et al. (2012) a tenté de répondre à la question de la valeur écologique du matériau sol. Elle considère le sol (a) comme une ressource dont la formation a nécessité un travail de l'environnement, et (b) comme un réservoir de fertilité susceptible de supporter une production végétale. Ces deux visions concernent respectivement les aires de protection Ressources et Qualité des écosystèmes, au niveau endpoint de l'EICV.

Par ailleurs, cette approche considère les pertes de sols comme un flux d'inventaire, qui devrait être quantifié en fonction de l'usage des sols, au même titre que les durée et surface d'occupation¹⁹. Dans la pratique, dans le cas d'exploitations agricoles, de telles évaluations nécessiteraient des précisions sur les pratiques culturales, la fréquence et le type de travail du sol, ainsi que sur les pratiques anti-érosion. À l'heure actuelle, les inventaires disponibles pour le background (données Ecolnvent) ne sont pas aussi précis.

De plus Núñez et al. (2012) ne s'intéressent qu'aux impacts liés à l'occupation des sols, sans considération des pertes de sols liés à leur transformation, en amont et en aval des activités considérées.

a) Approche Ressource

Núñez et al. (2012) tentent d'aller plus loin qu'un simple bilan de perte de sol, et introduisent une catégorie d'impact « Epuisement de la ressource Sol ». Pour une perte de sol SL_i , inventoriée à l'échelle d'une activité i implantée sur un sol de profondeur SD_i , l'épuisement de la ressource ΔR_i est calculée avec l'Équation 1, dont les termes sont discutés ci-après.

Le facteur de normalisation (sans dimension) permet de tenir compte de la rareté locale du sol : la perte de sol a un impact d'autant plus important que celui-ci est superficiel, en comparaison avec une profondeur de référence de 3 m, qui correspond à la profondeur maximale de sol rencontrée.

¹⁹ Elle diffère en cela d'autres méthodes qui considèrent la perte de sol comme une catégorie d'impact *per se*. Núñez et al. (2012) suggèrent que ces pertes soient estimées en utilisant l'Équation Universelle de Perte de Sol (Renard et al., 1997; Wischmeier and Smith, 1978)

Équation 1 : Relation entre perte de sol (t) et perte de ressource écologique (seJ)

$$\Delta R_i = \underset{\substack{\text{Épuisement de} \\ \text{ressource sol} \\ \text{(seJ)}}}{SL_i} * \underset{\substack{\text{Perte de sol} \\ \text{inventoriée (ICV)} \\ \text{(t}_{sol}\text{)}}}{\downarrow} * \underset{\substack{\text{Facteur de} \\ \text{normalisation (-)}}}{\frac{SD_{ref} - SD_i}{SD_{ref}}} * \underset{\substack{\text{Transformité} \\ \text{(seJ/t}_{sol}\text{)}}}{\downarrow} \tau$$

On peut néanmoins objecter que la profondeur du sol, bien qu'aisément mesurable, n'est pas l'indicateur le plus adéquat : en fonction de sa masse volumique réelle $\rho_{réelle}$ (kg/m³) et de sa porosité moyenne sur sa profondeur Φ (-), une même masse de sol $m_{sol\ i}$ (kg) contenue sur une surface A (m²) peut avoir une profondeur SD_i (m) plus ou moins importante (Équation 2). L'abondance ou la rareté locale du sol serait ainsi plus pertinemment mesurée par la masse locale de sol. L'approximation implicite faite par Núñez et al. (2012) est que les densités apparentes du sol étudié et du sol de référence sont égales.

Équation 2 : Relation entre profondeur du sol et masse de sol présente

$$m_{sol\ i} = \rho_{réelle} * (1 - \phi) * SD_i * A$$

La transformité du sol est un facteur de conversion évaluant le travail environnemental, ou énergie, nécessaire pour former ce sol (Odum, 1996). L'épuisement de la ressource sol est ainsi exprimé en Joules d'énergie solaire (seJ), permettant en théorie la comparaison avec d'autres consommations de ressources (ressources minérales, renouvelables, etc.). Cette approche présente cependant plusieurs limites, notamment le caractère invérifiable et abstrait de l'analyse émergétique (cf. Annexe 2 : Principe de l'analyse émergétique).

b) Approche Production Primaire Nette

Le deuxième point d'intérêt des sols étudié par Núñez et al. (2012) est leur capacité à supporter une production végétale. Leur raisonnement est que l'érosion des sols, en diminuant les stocks de carbone organique d'un écosystème, en réduit la fertilité, et donc le potentiel de production végétale (ou production primaire nette, PPN).

Ils établissent ainsi, pour différents types de sols i , une relation quasiment affine entre la perte de matière organique $COS_{perte,i}$ (gC/m²) et la perte de PPN, notée ΔPPN_i (gC/m²an) telle que renseignée par l'Équation 3. Passé un certain degré de perte de sol (environ 65 t sol/ha/an), il est considéré que la perte de PPN est totale, et que l'écosystème étudié souffre de désertification. Cette perte est enfin normalisée par le potentiel maximum de PPN rencontré (1 496 gC/m²/an).

Équation 3 : Relation affine entre perte de matière organique (gC/m²) et perte de production primaire nette (gC/m²an). Les coefficients a (m²/gC) et b (-) sont les paramètres de cette relation.

$$\Delta PPN_i = \begin{cases} 0 & \text{si } COS_{perte,i} = 0 \\ PPN_i * \left(\frac{a * COS_{perte,i} + b}{100} \right) & \text{si } COS_{perte,i} < \frac{100 - b}{a} \\ PPN_i & \text{si } COS_{perte,i} \geq \frac{100 - b}{a} \end{cases}$$

Cette relation souffre néanmoins de nombreuses incertitudes, car la teneur en matière organique d'un sol n'est qu'un des paramètres en contrôlant la fertilité.

Ainsi, il est difficile de dépasser le simple inventaire de pertes de sol : soit les indicateurs investigués ne sont pas assez sensibles à la quantité de sol (ou de carbone organique) présente, en particulier au niveau du background ; soit leur interdépendance est trop complexe pour être quantifiée avec certitude.

In fine, l'approche la plus simple semble être de quantifier les pertes de sols par hectare, et de déterminer si ces pertes sont acceptables pour ne pas nuire trop significativement à l'environnement (Bjørn et Hauschild, 2015).

3. Pollution

Le dernier enjeu lié à la production de biomasse sur sites délaissés est lié à la pollution potentielle des sols. Plus globalement, la question des polluants d'origine agricole fait l'objet d'un guide méthodologique spécifique (Nemecek et al., 2014), qui aborde notamment les émissions liées aux intrants agricoles et celles issues du lessivage des sols et à leur érosion (Tableau 13).

Tableau 13: Résumé de la procédure de calcul des émissions au champ (Nemecek et al., 2014)

Élément	Compartiment (substance ou processus)	Calcul des émissions
N	Air (ammoniac, oxydes nitreux, protoxyde d'azote)	Proportionnel à la quantité de fertilisant
	Nappe phréatique (nitrates)	Calculé avec le modèle SALCA-NO3
P	Nappe phréatique - rivière (lessivage)	Constante * Facteur de correction
	Eaux de surface (érosion)	Teneur dans le sol * Perte de sol * Facteur d'enrichissement
Métaux lourds	Nappe phréatique	Constante * Facteur d'allocation
	Eaux de surface (érosion)	Teneur dans le sol * Perte de sol * Facteur d'enrichissement

Les facteurs de correction et d'allocation dépendent de la quantité et du type de fertilisant utilisés

Le modèle SALCA-NO3 (Richner et al., 2014) tient compte de la quantité de fertilisants apportée chaque mois, de la teneur en argile et en humus du sol et de sa profondeur

Plusieurs points méritent une attention particulière, quant au calcul des flux de polluants :

- (1) Erosion et facteur d'enrichissement : Nemecek et al. (2014) supposent que les particules de sol érodées sont plus riches en phosphore et en métaux lourds que le sol total. Le facteur d'enrichissement est fixé à 1,86, sur la base de travaux sur le phosphore. Il est également supposé que seuls 20% de ces particules érodées parviennent à contaminer les eaux de surface. Ces facteurs mériteraient d'être consolidés empiriquement. La quantité de sol érodée est calculée en utilisant l'Équation Universelle de Perte de Sol (Renard et al., 1997; Wischmeier et Smith, 1978) ;
- (2) Flux de phosphore : Une perte constante liée à l'usage du sol est considérée pour un sol cultivé (0,07 kg-P/(ha*an) et 0,175 kg-P/(ha*an) pour les pertes à la nappe et à la rivière, respectivement), à laquelle s'ajoute une fraction des apports de matière fertilisante ;

- (3) Apports de métaux lourds : les apports de métaux lourds par les intrants agricoles sont intégralement comptabilisés, tandis que les pertes de métaux lourds (par lessivage, érosion ou absorption par les plantes) ne sont comptabilisés qu'au *prorata* de la contribution des intrants agricoles aux entrées totales de métaux contaminant le sol, comme illustré par la Figure 21. La démarche consiste ici à ne comptabiliser que les flux de métaux directement liés à l'activité agricole (*i.e.* sans les flux naturels²⁰). Néanmoins, la procédure d'allocation proposée suppose que les flux sortants de métaux ne dépendent que des flux entrants ; elle ne tient pas compte du rôle intrinsèque du sol, de ses propriétés (teneurs initiales en métaux lourds). Si elle permet une première évaluation des impacts, elle nécessiterait des adaptations aux spécificités des sols riches en métaux lourds, que ce soit naturellement ou suite à une contamination anthropique.

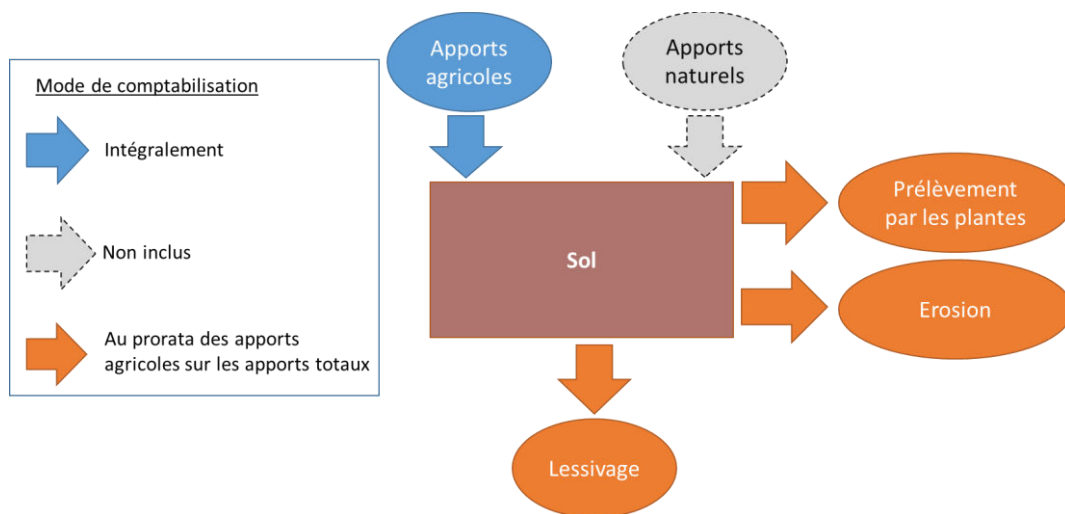


Figure 21: Flux de métaux pris en compte et mode de comptabilisation par Nemecek et al. (2014) pour des parcelles agricoles classiques

Dans le cas de sols riches en métaux lourds (naturellement/par contamination), il est probable que les apports n'aient que peu d'influence sur les flux sortants. Dès lors, il conviendrait de :

- (1) réévaluer les flux de métaux lessivés, érodés ou prélevés par les plantes, sans intervention humaine ;
- (2) quantifier ces flux avec la mise en œuvre de pratiques agricoles sur ces flux ;
- (3) calculer la différence entre les deux situations et l'attribuer intégralement aux pratiques agricoles étudiées

Dans le cas de sols construits, plusieurs nuances sont à considérer :

- (1) le sol érodé est le sol construit, et non plus le sol initial, donc c'est sa teneur en métaux qu'il faut considérer dans les pertes par érosion ;
- (2) le prélèvement de métaux par les plantes devrait lui aussi être recalculé en fonction du sol construit, si les données le permettent ;
- (3) le lessivage potentiel des matériaux apportés devrait être ajouté à celui du sol initial, dans le calcul des flux vers la nappe. Selon les propriétés du sol construit, il est néanmoins probable que moins d'eau parte vers la nappe, et qu'elle soit plus filtrée. Ce dernier point devra être vérifié expérimentalement dans le cadre du projet LORVER

²⁰ Dépôts atmosphériques, érosion, prélèvements, lessivage.

E. Synthèse

Cette section reprend les principales conclusions de ce chapitre, et détaille la démarche qui sera suivie pour évaluer les filières de construction de sol.

a) Biomasse et délaissés

La production de biomasse sur des sites délaissés est une façon de les réhabiliter écologiquement et avec un coût économique moindre que d'autres techniques (excavation, apport de produits chimiques, imperméabilisation). Si la biomasse produite est valorisée économiquement et se substitue à des ressources fossiles, son bilan environnemental est d'ailleurs jugé favorable (Vigil et al., 2015).

Au regard des surfaces délaissées identifiées dans ce chapitre, ces surfaces ne suffisent probablement pas à absorber toute l'augmentation de la demande en biomasse en France. Cependant, la valorisation de sites délaissés répond également à d'autres enjeux particulièrement cruciaux dans des territoires industriels ou urbanisés (gestion des pollutions éventuelles, préservation des services écosystémiques). En outre, il est *a priori* préférable d'utiliser ces espaces délaissés si cela permet de préserver des écosystèmes naturels, si modestes que soient les surfaces économisées au regard des besoins humains en biomasse.

En ce sens, la construction de sol pourrait servir de facilitateur, en assurant des rendements agricoles – et une viabilité économique – acceptables, et une valorisation complémentaire de déchets dont les filières locales d'élimination sont susceptibles d'être saturées.

Cette thèse n'aborde pas ces enjeux économiques et de structuration de filière – qui sont gérés par d'autres parties prenantes du projet LORVER. Elle se concentre sur son évaluation environnementale. *Son hypothèse structurante est que les impacts environnementaux d'une filière de type LORVER sont fortement influencés par leurs conséquences sur les stratégies de gestion des déchets.*

b) Intérêt et limites de l'ACV

Ce chapitre démontre que l'ACV est un outil précieux d'analyse environnementale. Sa plus grande force tient à sa capacité de visualiser les transferts d'impacts. Cette capacité dépend néanmoins du nombre d'impacts considérés et de l'étendue de son périmètre, qui résulte d'un équilibre très délicat à trouver :

- ✓ Avec un nombre d'indicateurs ou un périmètre très restreints : l'ACV est rapide, peu coûteuse et son interprétation est simple, mais ses résultats ne permettent plus d'identifier les transferts d'impacts ; elle perd ainsi une partie de sa pertinence.
- ✓ Avec un grand nombre d'indicateurs et un périmètre très large : l'ACV offre une vision complète des transferts d'impacts possibles, mais elle requiert une quantité de données toujours plus nombreuses et précises – donc coûteuses en temps et en argent, voire impossibles à collecter – et son interprétation devient complexe.

Dans cette thèse, l'approche choisie est de choisir un périmètre le plus large possible, quitte à utiliser des hypothèses simplificatrices ou des données peu précises, de façon à identifier les priorités en termes d'évaluation à l'avenir. Plusieurs points de vigilance doivent néanmoins être rappelés pour assurer la fiabilité d'une ACV.

Inventaire

L'inventaire est une étape cruciale de l'évaluation environnementale, car seules les données inventoriées peuvent être caractérisées lors de l'EICV. La crédibilité de l'ACV dépend structurellement de la qualité et de l'exhaustivité de l'inventaire.

Cependant, un certain nombre de questions font encore débat. Les résultats de l'ICV sont en effet très sensibles aux procédures de gestion des coproduits et aux hypothèses sur la durée de vie des infrastructures²¹. Par ailleurs, dès lors que des systèmes biotiques (agricoles, forestiers) sont impliqués, il devient extrêmement difficile de quantifier avec précision les flux échangés avec l'environnement, car (1) la frontière entre l'activité étudiée et celui-ci n'est plus clairement identifiable et (2) les processus en jeu sont extrêmement variables et difficiles à identifier.

Dans ces conditions, les données les plus incertaines peuvent être exclues du périmètre de l'étude, pour préserver un résultat exploitable. Cela induit un risque de fermer les yeux sur des enjeux potentiellement cruciaux, comme illustré par la Figure 22. *A contrario*, il conviendrait plutôt d'assumer ces incertitudes et de considérer leur influence sur les résultats finaux ; cela pourrait conduire à réorienter les priorités de recherche ou dans les politiques environnementales.

Note : les impacts incertains peuvent n'avoir aucune influence notable sur le diagnostic (impacts faibles), ou changer complètement le résultat (impacts forts)

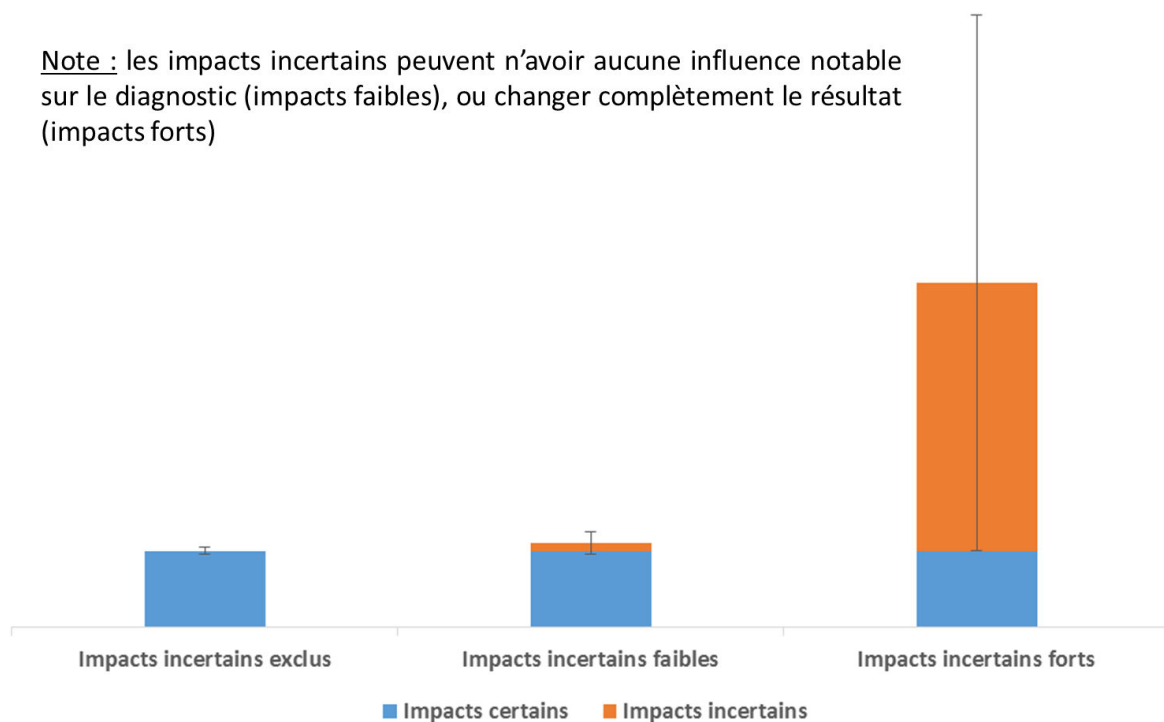


Figure 22: Effet de l'inclusion de données incertaines dans un inventaire, sur l'impact potentiel et son incertitude.

²¹ Ce dernier point, très peu évoqué dans cette thèse, peut cependant avoir une importance cruciale pour certaines technologies.

Dans cette thèse, l'ACV utilise en grande partie les données de EcolInvent pour réaliser l'ICV des filières étudiées. Dans la mesure du possible, les exclusions notables et les hypothèses simplificatrices les plus remarquables ont été corrigées au niveau du foreground.

Si, faute de données expérimentales, il n'est pas possible de trancher sur la validité ou non d'une hypothèse importante sur une filière (e.g. stabilisation complète des polluants grâce au sol construit, distances moyennes parcourues par les matériaux), cette thèse propose des scénarii contrastés et les compare lors des analyses de sensibilité et d'incertitudes.

Au niveau du background, à l'inverse, il ne serait pas réaliste de corriger les approximations faites : le nombre de procédés décrits rendrait cette opération très exigeante en données supplémentaires et en temps.

Exhaustivité des impacts

De même, de nombreux flux inventoriés peuvent ne pas être caractérisés avec les méthodes couramment utilisées, soit faute de données sur leurs impacts, soit du fait de leur relative innocuité. Ces flux peuvent dès lors varier dans des proportions très significatives d'un système à l'autre, sans que le praticien ACV n'en ait conscience. Les volumes émis de ces substances peuvent dès lors dépasser les seuils au-delà desquels ils présentent un risque environnemental (e.g. salinisation).

Pour réduire le risque de mauvaises surprises, il est donc recommandé de développer des indicateurs appropriés pour ces flux. Il peut s'agir de quantifier le flux total de substances émises, ou encore l'empreinte « Eau grise », i.e. le volume d'eau nécessaire pour diluer ces substances au point où elles ne présentent, effectivement, aucun risque. Ce concept serait parfaitement compatible avec les frontières planétaires, car il permettrait d'identifier des objectifs de réduction des émissions de polluants, e.g. tels que l'empreinte « Eau grise » d'un territoire, ne dépassent pas le renouvellement de ses ressources hydriques (Bjørn et al., 2014).

Dans cette thèse, des indicateurs relatifs aux consommations totales de ressources sont donc utilisés, pour accorder une visibilité aux flux non caractérisés. Pour les émissions en revanche, cette thèse n'utilise pas d'empreinte « Eau grise », faute de recul sur les méthodes existantes²². Il serait néanmoins pertinent de les intégrer à l'avenir.

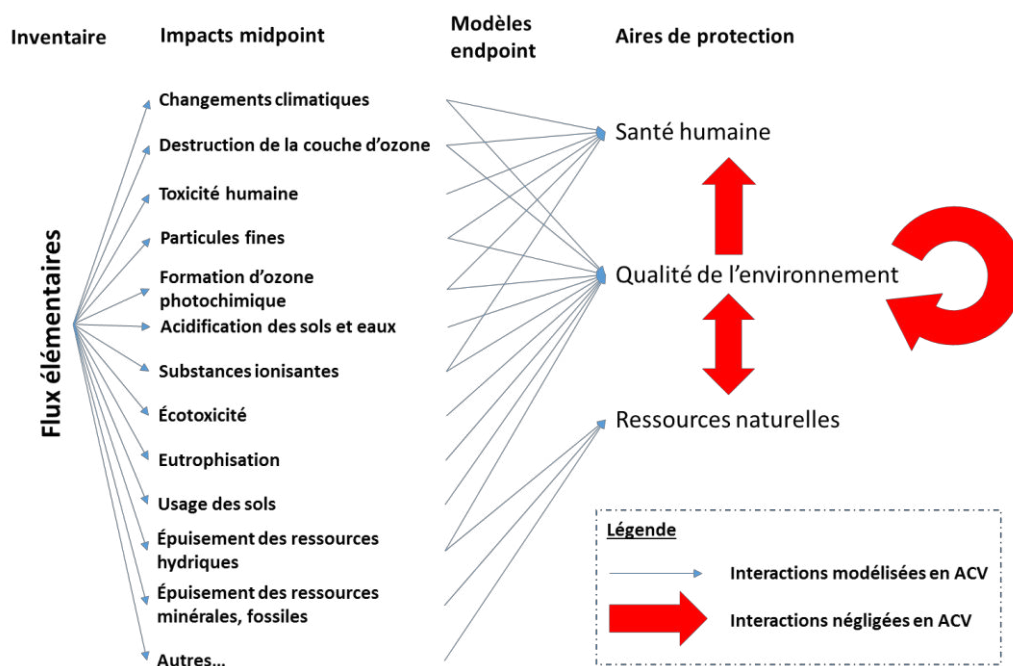
Gravité des impacts

En parallèle, beaucoup d'efforts sont réalisés pour affiner les méthodes d'EICV, mais ils se heurtent à la très grande diversité et complexité des réponses de l'environnement à certaines pressions, en particulier pour les enjeux fondamentalement locaux (eutrophisation, biodiversité, etc.) ou pour les indicateurs endpoint. Les modèles actuels ne tiennent en effet pas encore compte des interactions entre la qualité de l'environnement et sa capacité à fournir des services écosystémiques et sa résistance aux pressions environnementales (Figure 23), ce qui génère des incertitudes incompressibles sur les résultats de l'ACV.

²² Ce n'était en effet, *a priori*, pas le cœur de la thèse.

Néanmoins, quantifier les dommages causés par un système permet une meilleure prise en compte de ses externalités négatives (Baumol et Oates, 1988), dans une approche économique de l'environnement, voire bioéconomique (Odum, 1996). S'il n'est pas réaliste d'atteindre une grande précision pour les impacts liés au background d'un système (associé à une très grande diversité de flux dans des contextes très différents), une approche intermédiaire consisterait à :

- (1) identifier, pour chaque indicateur d'impact potentiel, les flux contributeurs prépondérants et distinguer ceux pour lesquels une caractérisation plus précise est possible. Par exemple, il est certainement possible de quantifier plus précisément le risque d'érosion ou la toxicité potentielle de certaines substances à l'échelle d'un site clairement identifié et bien décrit ;
- (2) affiner la caractérisation de ces flux, si cela est possible, ou réaliser une analyse de sensibilité sur leurs facteurs de caractérisation.



Note : Les interactions entre l'environnement et les autres aires de protections, moins bien comprises encore que les autres interactions, ne sont généralement pas étudiées en ACV

Figure 23: Résumé des impacts environnementaux les plus fréquemment étudiés, adapté de EC - JRC - IES (2010).

Une approche complémentaire, et certainement moins exigeante en données, consiste à établir des limites à ne pas dépasser pour rester durable, *i.e.* en deçà desquelles l'environnement est capable de s'adapter sans dommages irréversibles (Rockström et al., 2009), et de déterminer la satisfaction ou non de ces critères par le système étudié. Cette approche, plutôt réglementaire et orientée politiques publiques, mériterait d'être déclinée à tous les impacts considérés, et avec une résolution plus fine pour les impacts locaux.

Dans le cadre de cette thèse, c'est cette approche basée sur les frontières planétaires qui est retenue, du moins pour les impacts pour lesquels des frontières ont pu être estimées.

Chapitre II.Méthodologie développée

« Va prendre tes leçons dans la Nature. »

Léonard de Vinci

A. Introduction

Le Chapitre I a mis en évidence un certain nombre de limites de l'ACV. Elles portent essentiellement sur : la prise en compte de systèmes assurant différentes fonctions, l'évaluation des impacts du cycle de vie et l'interprétation des résultats. Plus spécifiquement, pour ces dernières, elles concernent :

1. le choix d'indicateurs consensuels et fiables, permettant une interprétation opérationnelle des résultats ;
2. le besoin d'un diagnostic plus robuste au niveau des usages des sols ;
3. l'importance d'être aussi exhaustif que possible dans les flux caractérisés et les impacts investigués ;
4. *a contrario* le besoin d'une méthode de synthèse des résultats qui limite la perte d'information tout en la rendant plus intelligible et en tenant compte des incertitudes.

Ces enjeux ne sont pas propres aux seules filières de construction de sol, mais bien rencontrés de façon générale en ACV. Un des objectifs de cette thèse est de proposer des améliorations de l'ACV – d'où l'appellation d'ACV *intégrative* – en particulier pour mieux mettre en évidence les spécificités des sols construits.

Les améliorations suggérées peuvent néanmoins être appliquées à d'autres études et sont donc traitées à part dans ce chapitre. Les chapitres suivants détailleront les points méthodologiques propres à l'étude menée sur les sols construits (Chapitre III), les résultats obtenus (Chapitre IV), ainsi que des points méthodologiques envisagés pour cette thèse, mais qui n'ont pas pu être mis en œuvre, faute de données (Chapitre V).

B. Analyse de système multifonctionnels

1. Deux approches complémentaires

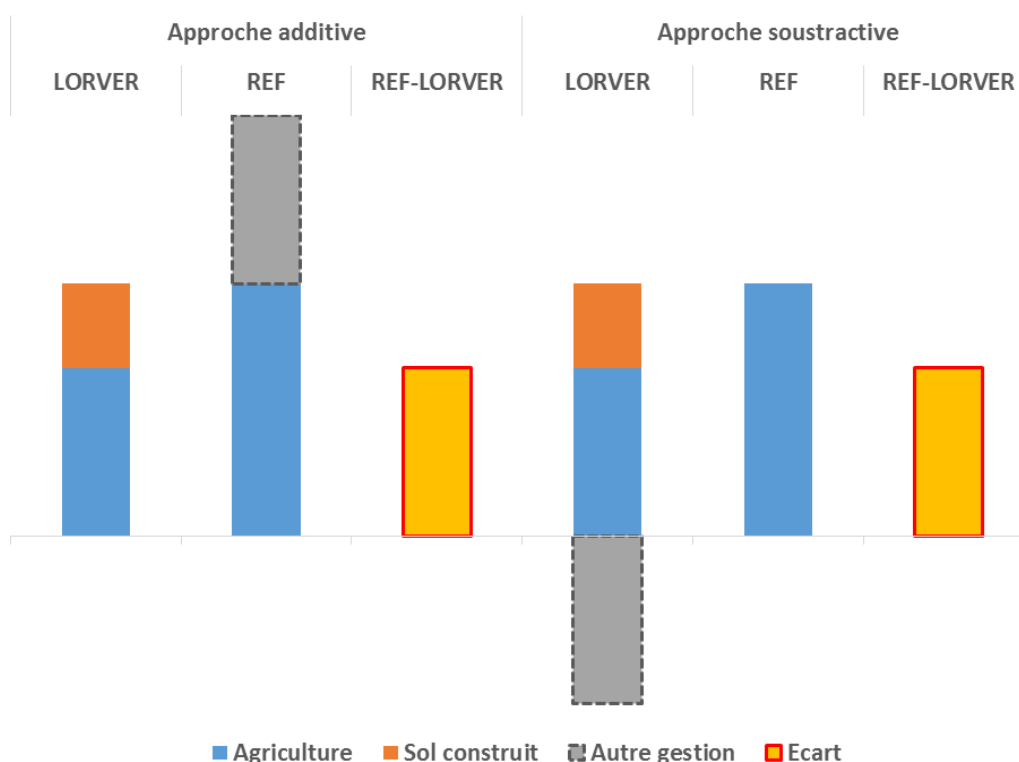
Le Chapitre I.C.3 décrivait plusieurs moyens de gérer des systèmes multifonctionnels, ou générant des coproduits. Cet enjeu prend toute son importance dans le cas d'une filière de type LORVER, qui assure simultanément trois fonctions (réhabilitation de friche, production de biomasse, élimination de déchets). Pour juger de la pertinence de LORVER, il a été décidé de le comparer avec un scénario concurrent probable (appelé REF) assurant les mêmes trois fonctions²³.

Cette démarche est équivalente à une extension du système étudié. En effet, si REF ne portait que sur la phytoremédiation d'une friche avec valorisation de la biomasse produite, il n'assurerait que deux fonctions (réhabilitation et production de biomasse). LORVER assurerait alors une fonction en plus (élimination de déchets), qui peut être vue comme un *coproduit* (ou plutôt un « coservice »). Pour que les deux filières soient comparables, il suffirait dès lors d'*étendre le périmètre*, i.e d'y inclure un scénario probable de gestion des déchets.

Dès lors, les impacts des filières étudiées peuvent être évalués par deux approches équivalentes mathématiquement (cf. Figure 24), mais complémentaires dans leur manière d'appréhender la gestion des matériaux délaissés :

²³ Le raisonnement amenant à son élaboration sera exposé dans le Chapitre III.B.

- approche additive : cette approche considère uniquement les impacts propres à chaque scénario (agriculture sur friche et sol construit pour LORVER ; agriculture sur friche et autres surfaces, gestion alternative des déchets pour REF). Elle permet d'étudier les scénarii dans le détail, en minimisant les pertes d'information par rapport à une approche agrégée, lors d'analyses de contributions ;
- approche soustractive : cette approche se concentre uniquement sur les impacts propres à l'agriculture sur friche. La gestion alternative des déchets qui aurait été mise en place, sans le sol construit, est retranchée aux impacts de la filière LORVER. Cette agrégation permet de comparer des filières basées sur des sols construits de formulations différentes.



Note : Les impacts de la gestion alternative des déchets sont :

- soit *additionnés* à l'agriculture du scénario REF (approche *additive*) ;
- soit *retranchés* à celle du scénario LORVER (approche *soustractive*).

Figure 24 : Comparaison entre deux approches complémentaires de la comptabilisation des déchets du sol construit.

2. Intérêt et limites de l'approche soustractive

L'approche soustractive répond au besoin de comparer des filières basées sur des formulations de sols nettement différentes, que ces différences soient dues à la variété des matériaux utilisables, aux incertitudes sur les quantités nécessaires, ou simplement à des profils de cultures différents (e.g. chanvre ou TTCR)²⁴.

²⁴ Une telle comparaison entre cultures (et formulations de sols construits) différentes n'a toutefois de sens que si les deux cultures sont équivalentes en termes de revenu/emplois générés ; cette hypothèse mériterait d'être testée à l'avenir.

Cette approche assure en effet que quelle que soit la formulation du sol construit, toutes les filières de phytoremédiation (LORVER et REF) sont comparables. Ainsi, elle permet (1) de mieux faire le lien entre des scénarii contrastés et les impacts qui les caractérisent ; et (2) d'identifier les cultures (et donc les profils de sols construits) à mettre en place pour maximiser les bénéfices environnementaux.

Elle permet également de réduire les incertitudes sur les résultats de l'ACV, lorsque l'on souhaite comparer des formulations de sol différentes. En effet, grâce à elle, pour que cette comparaison ait du sens (même niveau de service rendu), il n'est pas nécessaire d'introduire dans le périmètre d'une quantité arbitraire de déchets à éliminer par des filières conventionnelles, dont seulement une fraction serait détournée de ces filières par la construction de sol, dans le cas de scénarii LORVER. Lors d'analyses d'incertitudes, cette restriction du périmètre garantit un résultat plus « propre ».

Néanmoins, cette approche soustractive présente l'inconvénient d'imputer intégralement à LORVER les incertitudes portant sur les filières (évitées) d'élimination de déchets.

Dans le cadre de cette thèse, l'approche additive permettra une étude détaillée des principaux contributeurs aux impacts de deux scénarii comparables (LORVER et REF). L'approche soustractive servira aux comparaisons entre ces scénarii en tenant compte des modalités différentes possibles, puis des incertitudes.

C. Evaluation des impacts du cycle de vie

Cette section décrit les indicateurs retenus dans cette thèse. Ils consistent en (1) des indicateurs dits « conventionnels », couramment utilisés en ACV ; des indicateurs « intégratifs », répondant aux spécificités de cette thèse, *i.e.* (2) permettant de mettre en évidence les spécificités des sols construits et (3) renforçant l'exhaustivité et l'exactitude de l'évaluation environnementale.

1. Indicateurs conventionnels

Pour l'essentiel des indicateurs étudiés, la méthode ILCD 2011 (EC - JRC - IES, 2011) a été retenue sur la base des critères suivants :

- (1) elle est bâtie sur des indicateurs relativement fiables et consensuels (cf. Tableau 4) ;
- (2) l'essentiel des impacts étudiés peut être normalisé en équivalent-habitants (Benini et al., 2014) et comparé avec les frontières planétaires connues (Bjørn et Hauschild, 2015), conformément à la démarche qui sera détaillée plus bas (Chapitre II.D.1).

2. Diagnostic Usage des sols

Outre les évolutions de la teneur en carbone organique des sols proposée par la méthode ILCD (Brandão et Milà i Canals, 2012; Milà i Canals et al., 2007), les impacts sur les services écosystémiques et la biodiversité spécifique²⁵ ont été évalués en utilisant les modèles présentés dans le Tableau 12.

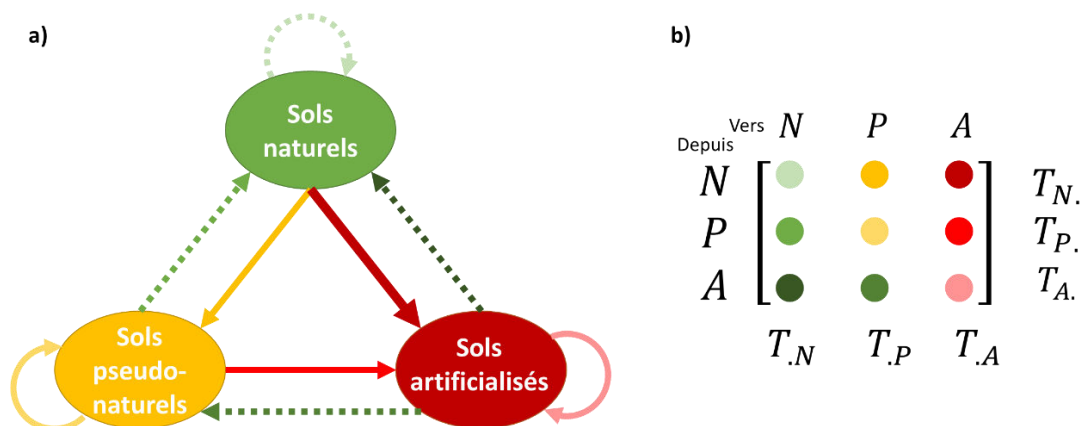
²⁵ *i.e.* la richesse du milieu en espèces vivantes.

Il aurait été pertinent d'étudier également les impacts sur la biodiversité fonctionnelle²⁶, mais les facteurs de caractérisation disponibles sont essentiellement adaptés au milieu tropical (de Souza et al., 2013). Pour les sols délaissés directement impactés par les filières étudiées dans cette thèse, des facteurs de caractérisation spécifiques ont été développés quand cela était possible.

Cependant, l'hypothèse de réversibilité de la plupart de ces méthodes est une limite conceptuelle importante (cf. Chapitre I.D.1.b)). C'est pourquoi les impacts de la transformation des sols sur les services écosystémiques n'ont pas été pris en compte. En contrepartie, un bilan des surfaces transformées et occupées, plus parcimonieux en hypothèses, a été réalisé. Ce bilan peut être comparé avec les cibles à atteindre pour assurer la durabilité du système (Bringezu et al., 2014; Rockström et al., 2009). Les principaux indicateurs proposés sont résumés dans le Tableau 14.

Conceptuellement, ces indicateurs divisent les sols en trois catégories : les sols naturels, n'ayant subi aucune transformation significative par l'Homme ; les sols pseudo-naturels, utilisés pour des usages biotiques (agricoles ou forestiers), les espaces verts ou les forêts secondaires ; les sols artificialisés ou dégradés. Les transformations de sol théoriquement possibles entre ces différents usages sont représentées par la Figure 25a.

Les principaux indicateurs d'intérêt sont la transformation d'espaces naturels ($T_{NP} + T_{NA}$) et l'artificialisation des sols ($T_{NA} + T_{PA}$) induites par l'Homme, car ils traduisent les altérations les plus importantes/irréversibles de biodiversité/fonctionnalité des écosystèmes²⁷.



Note : Les flux en pointillés sont des transformations en pratique impossibles (d'un sol naturel à un sol naturel), ou nécessitant de très importants efforts de réhabilitation et temps de régénération.

La couleur des flux indique le degré de changement de qualité des sols, de très forte amélioration (vert sombre) à très forte dégradation (rouge sombre)

Figure 25: Résumé des flux de transformation de sol induits par l'Homme théoriquement possibles entre sols naturels, pseudo-naturels et artificiels

²⁶ i.e. la richesse du milieu en espèces assurant des fonctions clés pour la stabilité de l'écosystème. Elle se distingue de la biodiversité spécifique par la prise en compte, en plus du nombre d'espèces, des fonctions que celles-ci assurent dans l'écosystème.

²⁷ Les changements d'usage de sol au sein d'une même catégorie d'usage ou vers un état plus « naturel » que l'état initial (T_{NN} , T_{PN} , T_{AN} , T_{PP} , T_{AA} , T_{AP}) ne sont pas comptabilisés car soit les propriétés des écosystèmes évoluent de manière relativement peu significative (T_{PP} , T_{AA} , cf. Usage des sols), soit ils sont considérés comme impossibles conceptuellement (T_{NN}) ou du fait de dommages supposés irréversibles (T_{PN} , T_{AP} , T_{AN}). Dans ce dernier cas, la restauration aboutit à un écosystème pseudo-naturel.

Cependant, les données d'inventaire ne comptabilisent que les flux totaux de sols transformés depuis un état initial donné (T_N , T_P , T_A) et vers un état final donné (T_N , T_P , T_A), comme illustré par la Figure 25b. Avec seulement ces six paramètres connus, il n'est pas possible d'identifier les neuf flux théoriquement possibles (T_{NN} , T_{NP} , T_{NA} , T_{PN} , T_{PP} , T_{PA} , T_{AN} , T_{AP} , T_{AA}). En outre, cette indépendance supposée entre l'état initial et l'état final des sols occulte le niveau de gravité ou d'irréversibilité des transformations opérées, ainsi que leur réalisme en pratique.

Dès lors, le calcul des indicateurs recherchés nécessite les hypothèses suivantes :

- Assimiler la transformation d'espaces naturels à T_N , i.e. la somme des transformations de sols dont l'état initial correspond à un sol naturel ; ce proxy est acceptable car un espace naturel ne peut pas être transformé par l'Homme en un autre espace naturel ;
- Assimiler l'artificialisation des sols à T_A , la somme des transformations dont l'état final est un sol dégradé/anthropisé : ce proxy suppose qu'aucun sol artificialisé n'est converti pour d'autres usages non biotiques (infrastructure, enfouissement, etc.). Cette hypothèse peut être très contestable, e.g. dans le cas de travaux de rénovation urbaine ;
- Vérifier la validité de ces hypothèses, i.e. s'assurer qu'à l'issue de l'EICV, T_N et T_A sont négligeables devant les autres flux.

En pratique, le Tableau 15 résume les types de transformation de sols englobés par ces indicateurs. Par précaution, si les usages initiaux ou finaux des sols ne sont pas connus, ils sont comptabilisés de manière à majorer les impacts considérés.

3. Exhaustivité et exactitude de l'analyse

Une autre problématique abordée est celle des flux élémentaires²⁸ non caractérisés par la méthode ILCD 2011. Il s'agit globalement (1) de substances non caractérisées du fait de leur innocuité ou d'un manque de données, et (2) de consommations de ressources jugées non critiques. Il semble pertinent de développer des indicateurs les incluant car leur innocuité peut être contestée au-delà d'un certain seuil et des transferts d'impacts potentiels peuvent dès lors être mis en évidence (Chapitre I.C.3.b)).

a) Emissions de substances

Il est théoriquement possible d'évaluer l'Empreinte Eau Grise associée à un flux de substances, i.e. la quantité minimale d'eau nécessaire pour les diluer au point que leurs concentrations dans l'environnement les recevant soient acceptables du point de vue sanitaire ou environnemental (Franke et al., 2013). Cela implique néanmoins que les concentrations acceptables de l'ensemble de ces substances soient connues. Ceci n'étant pas le cas, cette approche n'est pas mise en œuvre dans cette thèse, mais est vivement recommandée à l'avenir, notamment grâce (a) aux développements proposés par Bjørn et al. (2014), qui ont adapté le modèle USEtox pour évaluer ces concentrations pour un vaste panel de substances, et (b) aux concentrations acceptables en ions dans les eaux pour en garantir la bonne qualité écologique.

²⁸ i.e. les flux échangés par le système avec son environnement.

Tableau 14: Description des indicateurs calculés pour l'usage des sols

Catégorie d'impact	Unité	Type de sols inclus	Commentaires	Valeur théorique*	Valeur proxy*
Occupation des sols	m ² an	Ensemble des surfaces de sol occupées * durées d'occupation	évaluer la dépendance du système au sol		
Défrichement d'espaces naturels	m ²	Somme des surfaces naturelles, <i>i.e.</i> initialement non exploitées par l'Homme, transformées pour les besoins du système. Inclut : forêts, primaires ou non exploitées, prairies, landes et zones humides	La perte de ces espaces induit une perte irréversible de biodiversité et une relative homogénéisation du milieu.	$T_{NP} + T_{NA}$	T_N
Artificialisation des sols	m ²	Somme des surfaces artificialisées, <i>i.e.</i> marquées par la présence d'infrastructures ou de matériaux techniques (boues sidérurgiques, déchets, <i>etc.</i>). Inclut : routes, bâtiments, centres de stockage/enfouissement, <i>etc.</i>	Ces sols se distinguent des espaces naturels / pseudo-naturels par la profonde altération de leur activité biologique et de leurs cycles hydrologiques et minéraux, une biodiversité spécifique de type pionnière et souvent adaptée à des conditions extrêmes, notamment de pollution (Morel et al., 2014)	$T_{NA} + T_{PA}$	T_A

* Mode de calcul basé sur les notations introduites par la **Figure 25b**

Tableau 15: Types de sols inventoriés dans le calcul des impacts Défrichement d'espaces naturels, Artificialisation des sols et Restauration des sols, basés sur la nomenclature proposée par l'UNEP-SETAC (Koellner et al., 2012).

Code	Catégorie	Indicateur (état du sol comptabilisé)	
		Défrichement d'espaces naturels (Initial)	Artificialisation des sols (Final)
0	Sans précision	✓	✓
0.1	Sans précision, utilisé		✓
0.2	Sans précision, utilisé, naturel	✓	
1	Forêt	✓	
1.1	Forêt, naturel	✓	
1.1.1	Forêt, naturel, primaire	✓	
1.1.2	Forêt, naturel, secondaire		
1.2	Forêt, utilisée		
3	Landes	✓	
4	Prairie	✓	
4.1	Prairie, Prairie	✓	
4.1.1	Prairie, Prairie, non utilisée	✓	
4.1.2	Prairie, Prairie, pour pâturage		
4.2	Prairie, Pâturage		
5	Agriculture		
6	Agriculture, mosaïque		
7	Sols artificialisés		✓
7.1	Sols artificialisés, urbain		✓
7.1.1	Sols artificialisés, urbain, friche industrielle		✓
7.1.2	Sols artificialisés, urbain, construction continue		✓
7.1.3	Sols artificialisés, urbain, construction discontinue		✓
7.1.4	Sols artificialisés, urbain, espaces verts		
7.2	Sols artificialisés, zone industrielle		✓
7.3	Sols artificialisés, site d'extraction minière		✓
7.4	Sols artificialisés, site d'enfouissement		✓
7.5	Sols artificialisés, site de construction		✓
7.6	Sols artificialisés, infrastructure de transport		✓

Aide à la lecture du tableau : une transformation depuis une prairie vers un autre usage est comptabilisée comme une perte d'espaces naturels ; une transformation d'un sol vers un sol artificialisé (hors espace vert) est compté comme une artificialisation des sols

Note : Les espaces agricoles ne sont pas détaillés, car non pris en compte directement dans ces indicateurs.

b) Consommation de ressources

Les consommations de ressources généralement non caractérisées sont des ressources abondantes (e.g. granulats, argiles), de certains minerais et d'énergie, ou d'eau consommée dans des régions où sa rareté n'a pas été évaluée. Dans cette thèse, un bilan massique et énergétique de ces ressources est réalisé. Ainsi, l'inventaire des consommations de ressources est repris en considérant plusieurs indicateurs totaux :

- Consommation totale de matières premières : somme de tous les flux de matières premières prélevés dans l'environnement (hors eau), exprimée en t. Pour tous les flux élémentaires, le facteur de caractérisation est de 1 t / t de flux²⁹. Pour les flux de matière exprimés

²⁹ Pour les extractions de métaux, seul le métal pur est inventorié, alors qu'il serait certainement plus pertinent d'évaluer la quantité de minerai extraite.

couramment en volume, à savoir le pétrole, le gaz et le bois, il est supposé une masse volumique de respectivement 800 kg/m^3 , $0,8 \text{ kg/m}^3$ et 1100 kg/m^3 . Les pertes de sol estimées avec la méthode de Saad et al. (2013) ne sont pas incluses, car elles ne sont pas considérées comme des flux d'inventaire ; néanmoins, lors de l'interprétation des résultats, ces flux pourraient être également considérés à l'avenir ;

- Consommation totale d'énergie : somme de toutes les consommations d'énergie primaire (fossile, nucléaire, renouvelable), exprimée en MJ d'énergie. Les facteurs de caractérisation sont ceux de la méthode Cumulative Energy Demand (Frischknecht et al., 2007). La consommation de biomasse non renouvelable est alors considérée comme une consommation d'énergie fossile.

c) Consommation d'eau bleue

De même que pour les matières premières et l'énergie, des indicateurs relatifs aux consommations d'eau sont introduits. Ils sont traités à part car ils répondent à une problématique spécifique, en plus de l'exhaustivité des résultats, et qui est relative à l'indicateur de déplétion des ressources hydriques recommandé par l'ILCD. En effet, cet indicateur, basé sur les écarts entre prélèvements d'eau depuis et rejets d'eau vers l'environnement, est peu fiable pour au moins deux raisons directement imputables à la façon dont EcolInvent traite ces flux :

- Hypothèses simplistes : si l'emplacement des flux d'eau échangés par un procédé directement avec l'environnement est correctement renseigné, l'emplacement des flux échangés par des procédés en amont peut être mal renseigné, en particulier si le marché local est ignoré. Cela peut se traduire par de fortes erreurs dans l'évaluation des impacts (cf. Chapitre I.C.3.c) ;
- Bilan hydrique non respecté dans les analyses d'incertitudes : les prélèvements et rejets d'eau sont considérés comme des flux indépendants. Or la consommation d'eau – sur laquelle se base l'indicateur ILCD – se calcule comme la différence entre ces flux, qui est généralement très faible devant leurs incertitudes. Il en résulte une incertitude considérable de l'indicateur ILCD, purement liée à la façon dont EcolInvent et les logiciels d'ACV traitent les incertitudes sur les données d'inventaire, comme cela sera illustré par la suite (Chapitre IV.B.1).

Dans ces conditions, il n'est pour le moment pas possible d'avoir un indicateur de consommation d'eau qui soit fiable pour évaluer les systèmes disponibles sous EcolInvent (version 3). Cet indicateur n'est fiable que si des consommations d'eau significatives sont quantifiées au niveau du foreground du système étudié – ce qui n'est pas le cas de LORVER, dans la mesure où les cultures étudiées ne consomment pas d'eau bleue³⁰. Pour tenir compte malgré tout des problématiques liées à l'eau, deux indicateurs totaux sont proposés :

- Prélèvement total d'eau : somme de tous les flux physiques d'eau prélevés dans l'environnement, exprimée en m^3 , à laquelle ne sont pas retranchés les rejets d'eau dans l'environnement (vapeur, rejet d'eau de centrales thermiques ou de barrage), de façon à exprimer la dépendance du système étudié à la ressource hydrique, en flux physiques ;

³⁰ i.e. l'eau de surface (cours d'eau) ou de nappe, aisément captable et transportable. Par opposition, l'eau dite verte représente l'eau retenue dans le sol et disponible pour les plantes.

- Empreinte hydrique : somme de tous les flux d'eau prélevés et caractérisés par la méthode Swiss Ecoscarcity 2006, recommandée par l'ILCD. Contrairement à cette méthode, l'empreinte hydrique proposée ne tient pas compte des rejets, comme l'indicateur Prélèvement total d'eau, de façon à exprimer la dépendance du système à la ressource hydrique, en tenant compte de sa rareté locale. Les erreurs liées à des approximations dans l'inventaire (cf. Chapitre I.C.3.c)) sont ainsi réduites. Pour les flux d'eau n'étant pas caractérisés par Swiss Ecoscarcity 2006, un facteur de caractérisation de $0,162 \text{ m}^3 / \text{m}^3$ est utilisé³¹.

En tant que tels, ces indicateurs ne traduisent pas un impact sur les ressources, mais une dépendance. Ils relèvent donc plus d'indicateurs de vulnérabilité socio-économique qu'environnementale. Pour évaluer correctement les consommations d'eau au niveau du background, des suggestions seront faites dans le Chapitre V.A.1.a).

D. Interprétation et synthèse des résultats

Pour faciliter l'interprétation et la synthèse des résultats, en particulier compte tenu de la grande diversité d'indicateurs, trois approches complémentaires sont utilisées :

1. Une approche de normalisation, conventionnelle, qui compare systématiquement les impacts étudiés avec une base de référence, de façon à mieux juger leur significativité. Elle est complétée par une étape de pondération et d'agrégation des impacts, de façon à réduire le nombre d'indicateurs et à identifier, en fonction des priorités, les options les plus vertueuses, au prix d'une perte importante d'information (cf. Chapitre I.C.3.d)) ;
2. L'automatisation des analyses de sensibilité et d'incertitudes, de façon à pouvoir étudier un grand nombre de scénarii et d'hypothèses différentes, et donc de mieux identifier les conditions nécessaires à la fiabilité d'un résultat. Ce développement palie le manque de données expérimentales ;
3. Une approche basée sur des outils d'analyse de données multidimensionnelles, notamment l'Analyse en Composantes Principales (ACP), qui met en évidence les différences de comportement de systèmes différents (*i.e.* les transferts potentiels d'impacts en passant d'un système à l'autre), mais avec une perte minimale d'information ;

1. Méthodes de normalisation

Afin de simplifier l'interprétation des résultats de l'ACV (cf. Chapitre I.C.3), quand cela est possible avec les données disponibles, les impacts des systèmes étudiés sont normalisés (1) par rapport aux impacts annuels d'un habitant de l'UE 27, pour juger de leur significativité, ainsi que (2) par rapport à ceux qu'un habitant moyen devrait générer pour respecter les frontières planétaires, pour évaluer la durabilité du cycle de vie.

Par ailleurs, afin de prioriser les impacts à réduire pour le système étudié, la conformité des impacts de l'UE27 aux frontières planétaires devrait également être prise en compte. Cela sera détaillé dans le Chapitre V.A.2.

³¹ Cette valeur est celle couramment utilisée par la méthode Swiss Ecoscarcity 2006 pour les flux d'eau dont l'origine n'est pas indiquée.

a) Impacts de référence pris en compte

Les données utilisées pour le calcul des facteurs de normalisation sont les consommations de ressources et les émissions ayant lieu sur le territoire de l'UE 27. Ils correspondent aux impacts générés localement par les activités économiques et les consommateurs finaux : les impacts liés aux importations, de même que la part des impacts liée aux biens exportés, ne sont pas prises en compte. Bien qu'il soit théoriquement possible d'estimer ces impacts – notamment avec des méthodes de type Input / Output Analysis (Leontief, 1986) – cette approche n'a pas été choisie par la Commission Européenne, du fait d'un manque de maturité des modèles (Benini et al., 2014; Sala et al., 2015).

b) Données sources

Pour les impacts caractérisés par la méthode ILCD, les facteurs de normalisation reposent essentiellement sur les travaux de la Commission Européenne (Benini et al., 2014; Sala et al., 2015). Les impacts complémentaires (services écosystémiques des sols, consommations d'eau) reprennent les données d'inventaire utilisées par la Commission Européenne, ainsi que les facteurs de caractérisation disponibles pour ces impacts (Saad et al., 2013). Les consommations de ressources (énergie, matières premières) sont normalisées en utilisant les statistiques européennes (Eurostat, 2015a), qui mentionnent, pour l'UE27 en 2010 (499 millions d'habitants) :

- l'occupation de $4,19.10^{12}$ m² d'espaces, la conversion de $1,45.10^9$ m² de prairies, et l'artificialisation de $3,00.10^9$ m² de terres. Ces transformations ne sont pas comptabilisées dans le calcul des facteurs de normalisation de la littérature, car elles ne sont pas suffisamment bien détaillées et du fait de leur caractère marginal (Bjørn et Hauschild, 2015). Par ailleurs, les surfaces occupées incluent les espaces naturels non exploités par l'Homme, ce qui revient à surestimer ses impacts sur les services écosystémiques ;
- une consommation de ressources primaires (domestiques) de 5,96 Gt ;
- une consommation d'énergie primaire de 1 759 Mt d'équivalent pétrole, soit $7,37.10^{13}$ MJ ;
- un prélèvement total d'eau de $2.51.10^{14}$ m³, auxquels s'ajoutent $5.15.10^{11}$ m³ d'eau utilisée pour produire 31,6 Mtep d'hydroélectricité (Eurostat, 2015b)³².

Les facteurs de normalisation utilisés, ainsi que le détail de leurs calculs pour les services écosystémiques, sont présentés dans le Tableau 16 et le Tableau 17.

³² Cette valeur est calculée à partir des consommations européennes d'électricité d'origine hydrauliques, en supposant qu'un kWh d'électricité nécessite en moyenne le turbinage de 1,40 m³ d'eau (Flury and Frischknecht, 2012). En principe, l'eau turbinée n'est pas comptabilisée car elle est restituée quasiment en l'état au milieu naturel ; son inclusion dans cette thèse vise à exprimer, non pas l'impact des activités humaines sur la ressource, mais leur dépendance.

c) *Calcul des frontières planétaires*

Les frontières planétaires identifiées par Bjørn et Hauschild (2015) sont reprises pour les indicateurs pour lesquels ils sont disponibles. En particulier, pour les changements climatiques, la valeur seuil des émissions de gaz à effet de serre correspond à l'objectif de limiter à 1W/m^2 l'augmentation du forçage radiatif³³.

Usage des sols

Faute de donnée spécifique sur l'usage des sols et l'altération des services écosystémiques, hormis pour l'érosion (Bjørn et Hauschild, 2015), les frontières planétaires proposées utilisent les travaux de Steffen et al. (2015), qui préconisent, pour les zones tempérées, que la surface forestière représente au moins 50% des terres émergées. La surface forestière indiquée par le Tableau 16 représente environ 37% de la surface totale. Dans un premier temps, on suppose que les écosystèmes ne sont préservés localement que si aucune surface n'est artificialisée, ou qu'elle n'est défrichée que pour des usages agricoles ou forestiers³⁴. Ainsi, les 13% de forêt manquants ($5,60 \cdot 10^{11} \text{ m}^2$) proviendraient des surfaces artificialisées ($2,22 \cdot 10^{11} \text{ m}^2$) et des espaces agricoles ($3,38 \cdot 10^{11} \text{ m}^2$).

Frontières manquantes

Pour certains indicateurs, il n'a pas été trouvé de frontière planétaire évidente :

- Consommation de ressources non renouvelables : en toute rigueur, le seuil de durabilité de cet impact devrait être 0. Par définition, un stock fini non renouvelable est en effet voué à s'épuiser, quel que soit le rythme de prélèvement, si celui-ci n'est pas nul. Cependant, un seuil nul est incompatible avec le concept de normalisation. De plus, on peut considérer que la consommation de ressources n'est un problème que si la ressource considérée est irremplaçable pour l'environnement (e.g. phosphore) et pour les activités humaines³⁵. Une piste de développement est suggérée dans le Chapitre V ;
- Substances toxiques ou radioactives : le modèle USEtox utilisé pour évaluer les impacts des polluants ne se prête probablement pas à la fixation de frontières planétaires. En effet, il considère la Dose Efficace médiane (DE50), à laquelle un polluant affecte 50% d'une population exposée (Rosenbaum et al., 2008). Pour la fixation de frontières planétaires, le recours à la Dose Maximale Sans Effet Néfaste Observable (DMSENO) serait probablement plus approprié. Elle sert en effet de base au calcul de l'Empreinte Eau Grise qui se prête plus au calcul de frontières planétaires ; le seuil à ne pas dépasser serait alors le niveau annuel de « renouvellement » du milieu. En la matière, les travaux de Bjørn et al. (2014) offrent des perspectives intéressantes. A partir d'une relation empirique entre DE50 et DMSENO établie sur plusieurs substances, ils proposent en effet de convertir les facteurs de caractérisation de USEtox en Empreinte Eau Grise par masse de substance. Cette approche n'a pas été intégrée dans cette thèse, mais mériterait de l'être à l'avenir.

³³ Cet objectif, plus ambitieux que la limitation à 2°C de l'augmentation de la température globale identifiée par le GIEC, est en effet plus en ligne avec le concept de frontière planétaire, qui définit le seuil à ne pas dépasser pour ne pas occasionner de dégâts irréversibles à l'écosystème (Bjørn and Hauschild, 2015)

³⁴ Cette hypothèse très sévère permet de s'affranchir de fixer un seuil arbitraire à l'artificialisation des sols.

³⁵ Ce caractère irremplaçable pour les activités humaines dépend fortement du niveau de technologie utilisé et des besoins qu'il s'agit de satisfaire. L'enjeu est donc ici plus technique, économique et social qu'environnemental

Tableau 16 : Calcul des facteurs de normalisation (en gras) relatifs à l'usage des sols (Sala et al., 2015).

Flux ou impact	Unités	Type de terrain occupé						TOTAL	Frontières planétaires
		Agriculture	Artificialisé	Forêt	Prairie	Sans précision	Zone humide		
Occupation	m ² an	1,29×10 ¹²	2,22×10 ¹¹	1,54×10 ¹²	6,98×10 ¹¹	2,33×10 ¹¹	2,15×10 ¹¹	4,20×10¹²	
Erosion	t/(ha*an)	31,13	79,42	-1,43	-1,43	0	0		
	t	4,02×10 ⁹	1,76×10 ⁹	-2,20×10 ⁸	-9,98×10 ⁷	0	0	5,46×10⁹	3,57×10⁸
Filtration physicochimique	(cmol/kg-sol)	0,82	15,56	0,82	0	0	0		
	(cmol/kg-sol)*m ² *an	1,06×10 ¹²	3,45×10 ¹²	1,26×10 ¹²	0	0	0	5,77×10¹²	2,50×10¹²
Filtration mécanique	(cm/jour)	1,74	33,09	1,74	0	0	0		
	m ³	8,20×10 ¹²	2,68×10 ¹³	9,79×10 ¹²	0	0	0	4,48×10¹³	1,94×10¹³
Recharge de la nappe phréatique	(mm/an)	24,78	154,65	1,8	17,69	0	0		
	m ³	3,20×10 ¹⁰	3,43×10 ¹⁰	2,77×10 ⁹	1,23×10 ¹⁰	0	0	8,14×10¹⁰	3,97×10¹⁰
Carbone organique des sols	(tC.an)/(ha*an)	21	58	0*	0	0	0		
	tC.an	2,71×10 ⁹	1,29×10 ⁹	0	0	0	0	4,00×10⁹	2,00×10⁹
Stockage carbone	de tC/(ha.an)	0,86	0,86	0,64*	0,64	0	0		
	tC	1,11×10 ⁸	1,91×10 ⁷	9,86×10 ⁷	4,47×10 ⁷	0	0	2,73×10⁸	2,61×10⁸
Perte biodiversité spécifique	de PLF	0.6**	0,44	0,18	0,33	0	0		
	PLF*ha*an	7,74×10 ⁷	9,77×10 ⁶	2,77×10 ⁷	2,30×10 ⁷	0	0	1,38×10⁸	1,18×10⁸

Les facteurs de caractérisation pour chaque indicateur sont indiqués en rouge. Les frontières planétaires proposées sont basées sur un couvert végétal à 50% forestier et sans sol artificialisé.

Remarque : les facteurs de caractérisation utilisés sont les facteurs génériques (Saad et al., 2013), conformément à la démarche utilisée par Bjørn et Hauschild (2015).

* Le facteur de caractérisation de l'occupation de la forêt est supposé le même que celui de la prairie, conformément à la démarche utilisée par Cao et al. (2015)

** Le facteur de caractérisation est celui de cultures annuelles ; pour des cultures pérennes, il serait de 0.42 PLF (de Baan et al., 2012)

d) Sélection des impacts prioritaires

Le Tableau 17 reprend les facteurs nécessaires de réduction des impacts environnementaux pour respecter les limites des écosystèmes. Les facteurs inférieurs à 1 correspondent à des impacts pour lesquels les activités implantées dans l'UE27 ne présentent pas de risque majeur pour l'environnement.

A l'inverse, plusieurs impacts peuvent être considérés prioritaires au niveau de l'UE27 : les émissions de gaz à effet de serre, la formation d'ozone photochimique, l'érosion des sols, l'eutrophisation des eaux douces, la perte de services écosystémiques liée à l'artificialisation des sols.

Cette liste n'est probablement pas exhaustive, l'ensemble des indicateurs n'ayant pas de frontière planétaire attitrée. En conséquence, la pondération/agrégation des résultats d'ACV est incomplète et doit être interprétée avec précaution.

Tableau 17: Synthèse des facteurs de normalisation disponibles ou développés pour cette thèse, pour les différents indicateurs étudiés.

Indicateur	Modèle	Impacts dans l'UE 27		Normalisation (Equivalent habitant)		Frontière planétaire (Equivalent habitant durable)		Facteur de réduction requis par l'UE27 pour être durable
		Unité	Valeur	Facteur	Source	Facteur	Source	
16 indicateurs de base								
Changements climatiques	IPCC 2007.	kg CO2 eq.	4,60×10 ¹²	9,22×10 ³	[1]	5,22×10 ²	[2]	19,16
Destruction de la couche d'ozone	WMO 1999.	kg CFC-11 eq	1,08×10 ⁷	2,16×10 ⁻²	[1]	7,80×10 ⁻²	[2]	0,28
Substances toxiques cancérigènes pour l'Homme	USEtox.	CTUh	1,84×10 ⁴	3,69×10 ⁻⁵	[1]			X
Substances toxiques non-cancérigènes pour l'Homme	USEtox.	CTUh	2,66×10 ⁵	5,33×10 ⁻⁴	[1]			X
Particules fines	Rabl et Spadaro 2004.	kg PM2.5 eq	1,90×10 ⁹	3,80×10 ⁰	[1]			X
Substances ionisantes sur l'Homme	Frischknecht et al. 2000.	kBq U235 eq	5,64×10 ¹¹	1,13×10 ³	[1]			X
Substances ionisantes sur l'environnement	Garnier-Laplace et al. 2008.							X
Formation d'ozone photochimique	van Zelm et al. 2008.	kg NMVOC eq	1,58×10 ¹⁰	3,17×10 ¹	[1]	2,50×10 ⁰	[2]	12,70
Acidification des sols et eaux	Seppälä et al. 2006; Posch et al. 2008.	mol H+ eq	2,36×10 ¹⁰	4,73×10 ¹	[1]	1,40×10 ³	[2]	0,03
Eutrophisation terrestre		mol N eq.	8,76×10 ¹⁰	1,76×10 ²	[1]	1,80×10 ³	[2]	0,10
Eutrophisation aquatique (eau douce)	ReCiPe version 1.05.	kg P eq.	7,41×10 ⁸	1,48×10 ²	[1]	4,60×10 ⁻¹	[2]	3,22
Eutrophisation aquatique (marine)	ReCiPe version 1.05.	kg N eq.	8,44×10 ⁹	1,69×10 ¹	[1]	3,10×10 ¹	[2]	0,54
Écotoxicité (eau douce)	USEtox	CTUe	4,36×10 ¹²	8,74×10 ³	[1]		[2]	X
Usage des sols	Mila i Canals et al. 2007.	kg C deficit	3,74×10 ¹³	7,48×10 ⁴	[1]			X
Épuisement des ressources hydriques	Swiss Ecoscarcity 2006.	m³ water eq	4,06×10 ¹⁰	8,14×10 ¹	[1]	4,90×10 ²	[2]	0,17
Épuisement des ressources minérales, fossiles, renouvelables	van Oers et al. 2002.	kg Sb eq	5,03×10 ⁷	1,01×10 ⁻¹	[1]			X
Indicateurs Usages des sols								
Occupation des sols		m²a	4,19×10 ¹²	8,40×10 ³	[3]			X
Défrichement d'espaces naturels		m²	1,45×10 ⁹	2,92×10 ⁰	[3]			X
Artificialisation des sols		m²	3,00×10 ⁹	6,01×10 ⁰	[3]			X
Erosion des sols	(Saad et al., 2013)	t sol	5,46×10 ⁹	1,10×10 ¹	[2]	1,20×10 ⁰	[2]	9,17
Filtration physicochimique des eaux	(Saad et al., 2013)	(cmol/kg-sol)*m²*an	5,77×10 ¹²	1,16×10 ⁴		5,01×10 ³		2,32
Filtration mécanique des eaux	(Saad et al., 2013)	m³	4,48×10 ¹³	8,98×10 ⁴		3,89×10 ⁴		2,31

Recharge de la nappe phréatique	(Saad et al., 2013)	m ³	3,20×10 ¹⁰	6,42×10 ¹	7,95×10 ¹	0,81
Carbone organique des sols		tC.an	2,71×10 ⁹	5,43×10 ⁰	4,01×10 ⁰	1,35
Perte de biodiversité spécifique	(de Baan et al., 2012)	PLF*ha*an	7,74×10 ⁷	1,55×10 ⁻¹	2,36×10 ⁻¹	0,66
Stockage de carbone	(Müller-Wenk et Brandão, 2010)	tC	1,11×10 ⁸	2,23×10 ⁻¹	5,23×10 ⁻¹	0,43
Indicateurs complémentaires						
Consommation totale de matières premières		t	5,96×10 ⁹	1,19×10 ¹	[4]	X
Consommation totale d'énergie primaire		MJ	7,37×10 ¹³	1,48×10 ⁵	[4]	X
Prélèvement total d'eau (flux physique)		m ³	2,51×10 ¹⁴	5,03×10 ⁵	[4]	X
Empreinte eau		m ³	4,07×10 ¹³	8,16×10 ⁴	[4]	X

Sources des données : [1] (Benini et al., 2014) ; [2] (Bjørn et Hauschild, 2015) ; [3] (Sala et al., 2015) ; [4] (Eurostat, 2015a)

Les facteurs de réduction sont le rapport des impacts générés par un habitant moyen de l'UE27 (colonne Normalisation) sur ce qu'ils devraient être pour être compatibles avec les limites des écosystèmes (Frontière planétaire). Ils sont colorés du vert au rouge selon que les impacts moyens sont faibles ou importants devant ces limites.

2. Automatisation des analyses de sensibilité et d'incertitudes

La gestion des incertitudes en ACV est une composante fondamentale de l'évaluation environnementale : la fiabilité des résultats dépend en effet très fortement (1) de celle de l'ICV et de l'EICV, dont les limites ont été abordées dans le Chapitre I.C.3, et (2) des hypothèses de travail / conditions opératoires.

Or ces dernières ne sont pas toujours suffisamment mises en exergue, en particulier dans le cas de filières innovantes, en relation avec le monde vivant et sa complexité, ou traitant de ressources très hétérogènes (comme les déchets ou sites contaminés). En effet, le nombre d'hypothèses nécessaires à l'évaluation environnementale de tels systèmes fait croître de manière exponentielle le nombre de scénarii qu'il conviendrait d'étudier pour prioriser les enjeux, ce qui pose le problème (1) de l'interprétation d'une telle diversité de scénarii, et (2) plus prosaïquement, de la génération des scénarii en question : pour un nombre important de scénarii, un paramétrage manuel prend en effet rapidement un temps considérable.

Dans le cadre de cette thèse, une procédure a été proposée pour automatiser la génération de scénarii contrastés, en utilisant la fonction d'analyse d'incertitude de SimaPro. Cette dernière permet en effet de générer des scénarii basés sur des variables aléatoires³⁶.

La Figure 26 en résume la procédure, basée sur :

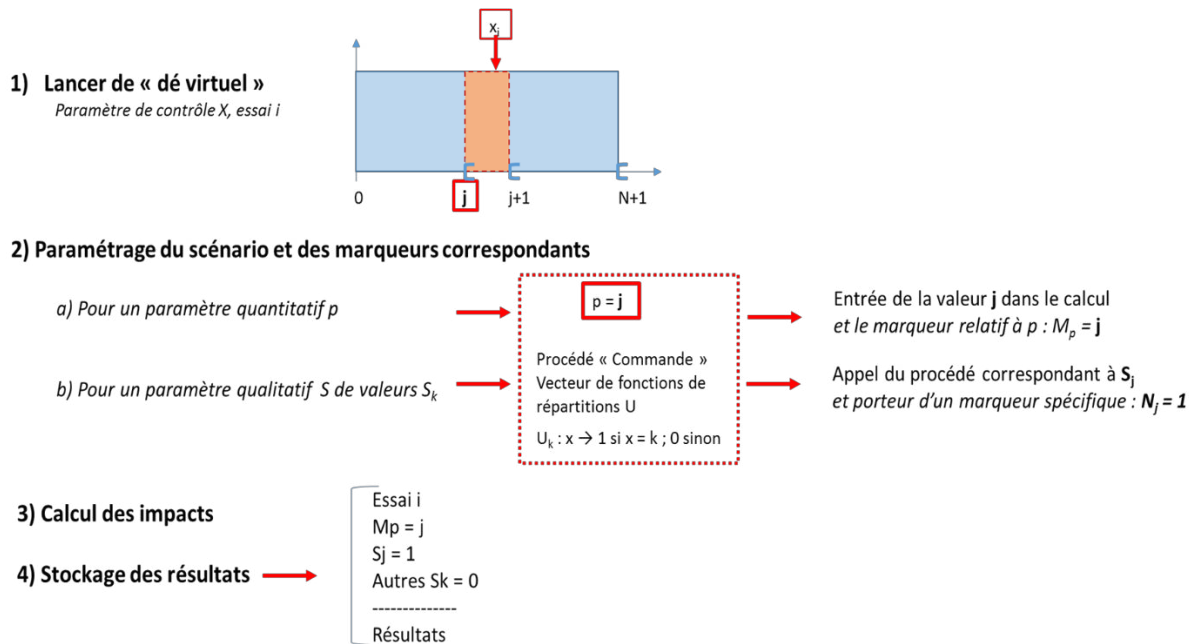
- la création de « dés virtuels », *i.e.* de paramètres définis sur des intervalles donnés, et dont les valeurs vont conditionner le choix de tel ou tel procédé, ou l'implémentation de telle ou telle hypothèse, en amont de toute itération de calcul d'inventaire ;
- le recours à des « marqueurs », qui permettent de mémoriser la valeur des paramètres contrôlés à chaque itération. En pratique, il s'agit d'un flux d'une substance virtuelle, créé spécifiquement pour jouer ce rôle de marqueur, et dont la valeur dépend du lancer de dé.

La procédure développée consiste alors, à chaque itération d'un calcul, en la succession des étapes suivantes :

- (1) la sélection aléatoire d'un procédé ou d'une valeur, parmi un ensemble de procédés/valeurs prédéfinis en fonction des objectifs, grâce à un lancer du « dé virtuel », lors du calcul d'incertitudes sous SimaPro ;
- (2) le paramétrage du scénario et des marqueurs correspondants grâce au résultat de ce lancer ;
- (3) le calcul d'impacts du scénario proprement dit ;
- (4) le stockage des résultats du calcul. Les marqueurs, généralement stockés dans l'inventaire, sont dès lors mis en évidence pour identifier le scénario calculé.

Les marqueurs sont indispensables car SimaPro ne conserve pas les valeurs des paramètres testés dans les résultats des analyses d'incertitude. Sans ces marqueurs, il serait dès lors impossible de savoir à quel scénario correspond un résultat donné.

³⁶ Généralement, il s'agit de flux d'inventaire auxquels sont attribués des distributions de probabilités.



Remarque : Les marqueurs peuvent être des flux de substances renseignés dans la description du procédé paramétré, qui ne sont inventoriés nulle part ailleurs.

Figure 26 : Résumé de la procédure de génération de scénarii contrastés, basée sur un algorithme de Monte Carlo et une distribution uniforme d'un paramètre de contrôle

Les résultats obtenus permettent de comparer un très grand nombre de configurations différentes, de façon automatisée et en tenant compte des incertitudes sur les résultats. Cependant, cette approche ne permet pas, a priori, de distinguer directement les différents types d'incertitudes et leur origine (hypothèses faites, données du foreground ou du background, etc.). Seul un nombre élevé de marqueurs semble permettre de faire cette distinction sous SimaPro.

L'ensemble des scénarii générés doit enfin être interprétés ; c'est l'objet de la section suivante.

3. Apports de l'analyse multidimensionnelle

Le Chapitre I.C.3.d) évoquait la difficulté de représenter l'interprétation des résultats de l'ACV, d'autant plus complexes que les indicateurs sont nombreux et variés. Cette particularité est partagée avec l'écologie ou d'autres disciplines expérimentales basées sur l'étude de grandes populations dont les individus sont décrits par un grand nombre de variables.

Or, dans ces disciplines, une pratique courante est le recours à des outils d'analyse multidimensionnelle, pour identifier des similitudes de comportement – i.e. des corrélations – entre différentes variables, qu'elles soient quantitatives ou qualitatives.

Cette approche a été retenue dans cette thèse, dans la mesure où elle se base sur des outils mathématiques rigoureux, et non sur des méthodes de pondération ou d'arbitrage subjectifs. En particulier, l'Analyse en Composantes Principales (ACP) se prête bien à la synthèse des résultats.

a) Principe de base

L'Analyse en Composantes Principales consiste à identifier et regrouper, parmi un ensemble (important) de variables quantitatives décrivant un nombre (important) d'individus, celles qui se comportent de manière très similaire (variables corrélées), et de les distinguer d'autres variables au comportement opposé (variables anti-corrélées) ou simplement indépendantes (variables non corrélées).

En pratique, si les individus étudiés sont décrits par N variables quantitatives (e.g. 30 dans la Figure 27a), l'ACP considère ces variables comme un ensemble de coordonnées positionnant les individus dans un espace vectoriel de dimension N (Figure 27b). Identifier les corrélations entre ces variables revient dès lors à changer de système de coordonnées, au profit d'une base vectorielle orthogonale, dans laquelle un faible nombre de vecteurs – les composantes principales – captent le maximum d'informations sur les individus étudiés. Concrètement, ces composantes principales permettent d'identifier les projections bidimensionnelles du nuage de points qui en traduisent le mieux la forme (Figure 27c).

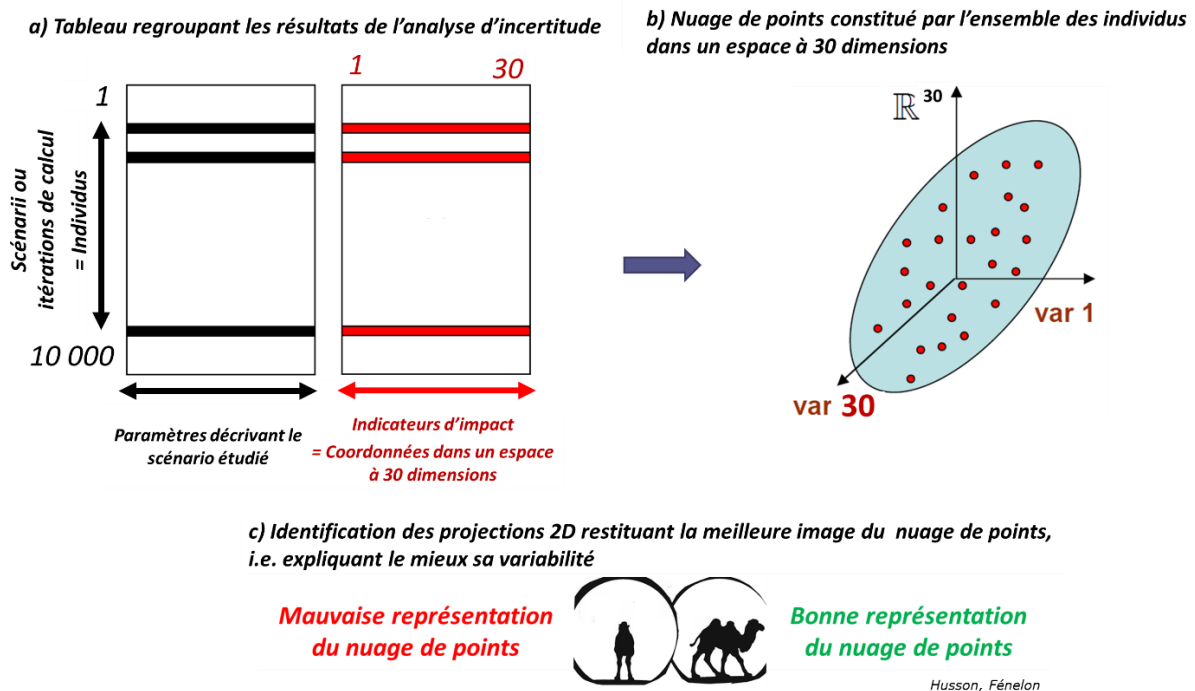


Figure 27 : Principe de base de l'Analyse en Composantes Principales

Appliquée à l'analyse de cycle de vie, l'ACP peut ainsi permettre d'identifier rapidement et avec une perte d'information et un risque d'erreur minimaux :

- les principales étapes contribuant aux impacts du cycle de vie d'un système, et l'ensemble des impacts qui les caractérisent ;
- les forces et faiblesses de différents systèmes que l'on cherche à comparer, pour peu que cette comparaison ait du sens.

b) Application à l'évaluation environnementale

Dans cette thèse, l'ACP est utilisée de la manière suivante :

- les impacts potentiels d'un système sont calculés sous SimaPro un grand nombre de fois, en tenant compte des incertitudes et de la variabilité des scénarii possibles, grâce à la procédure détaillée dans le Chapitre II.D.2, en utilisant des marqueurs pour distinguer ces scénarii ;
- l'ensemble de ces résultats est exporté sous FactoMineR, un logiciel libre permettant entre autres de réaliser des ACP ;
- l'ACP est conduite en considérant chaque scénario étudié comme un individu, et les impacts comme les variables quantitatives à synthétiser ;
- les impacts les plus fortement corrélés entre eux sont agrégés en fonction des composantes principales sur lesquelles ils sont les mieux projetés, de façon à réduire le nombre d'indicateurs à étudier dans le détail.

Il importe néanmoins de rappeler que cette étape d'agrégation, non obligatoire, présente de nombreuses limites (pertinence contestable, perte d'informations, forte dépendance aux poids relatifs des impacts agrégés). Elle est utilisée dans cette thèse à titre illustratif et pour s'affranchir du choix – arbitraire – d'indicateurs d'impacts censés être représentatifs des autres. D'autres approches de synthèse seront intéressantes à étudier à l'avenir.

E. Synthèse

Ce chapitre traitait des choix méthodologiques réalisés dans cette thèse, et qui peuvent être appliqués à d'autres objets d'étude. Il propose des recommandations pour réaliser une ACV sur des systèmes multifonctionnels, présentant de fortes incertitudes, ainsi que pour une évaluation aussi exhaustive et fiable que possible de leurs impacts sur l'environnement.

Systèmes multifonctionnels

La filière LORVER assure simultanément plusieurs fonctions indissociables et d'égale importance. Plutôt que d'évaluer ces fonctions individuellement en divisant le système avec une procédure d'allocation forcément arbitraire, cette thèse réalise une extension des limites de ce système en intégrant dans le périmètre d'étude les moyens alternatifs de satisfaire ces fonctions³⁷. Cela implique la définition d'un scénario alternatif à LORVER auquel il est comparé. Dès lors, l'ACV peut être conduite selon deux approches complémentaires :

- l'une, additive, étudie chaque scénario individuellement, sans tenir compte d'éventuelles économies induites par des systèmes multifonctionnels. Elle permet une vision détaillée et agrège le moins possible les résultats ;
- l'autre, soustractive, permet de comparer des scénarii avec des modalités différentes, au prix d'une moindre visibilité du détail de chaque système, en particulier dans les analyses d'incertitudes, sous SimaPro.

³⁷ Ce raisonnement porte essentiellement sur les fonctions principales, assurées par le foreground du système étudié. Les coproduits / autres fonctions générés ailleurs dans le système peuvent être gérés autrement (allocation, subdivision). Dans cette thèse, la méthode d'allocation par défaut proposée par Ecolnvent a été retenue pour sa simplicité.

Impacts du cycle de vie

L'ACV est conduite avec des indicateurs recommandés par la Commission Européenne pour les impacts les plus classiques. En outre, pour tenir compte des spécificités des cultures sur friche ou sol construit, les impacts liés aux usages des sols sont évalués avec des indicateurs mesurant l'altération des services écosystémiques rendus par les sols.

Ils sont complétés par d'autres indicateurs complémentaires, proposés pour palier certaines déficiences des indicateurs ci-dessus (hypothèses peu réalistes, nombreux flux d'inventaire non caractérisés). Ils relèvent néanmoins plus de la synthèse d'inventaire que de l'évaluation d'impacts à proprement parler :

- Transformations irréversibles des sols et surfaces occupées ;
- Consommations totales de ressources (matières premières, énergie, eau).

En revanche, cette thèse ne propose pas d'indicateurs complémentaires pour les émissions de substances, faute de recul sur les méthodes existantes, mais suggère que celles basées sur l'eau grise ou les frontières planétaires pourraient offrir des perspectives intéressantes. Conceptuellement parlant, de telles méthodes introduisent une autre ressource environnementale consommée par l'Homme : sa capacité à éliminer les déchets / polluants qu'il génère sans que son fonctionnement soit perturbé de façon irréversible.

Interprétation et synthèse des résultats

Pour rendre intelligibles les résultats de l'ACV à des non spécialistes, cette thèse exprime, dans la mesure du possible, les impacts en équivalents habitants de l'Union Européenne à 27. L'intégration des frontières planétaires permettrait également de juger de la durabilité réelle des activités humaines et prioriser les impacts, mais nécessite encore des développements.

Les nombreuses hypothèses faites en ACV ainsi que les données présentant les plus fortes incertitudes nuisent généralement à la crédibilité des résultats. A l'inverse, cet enjeu est vu – dans cette thèse – comme la possibilité de générer un grand nombre de scénarii pour mieux situer les conditions dans lesquelles les résultats d'une ACV sont valables. Une procédure basée sur la génération automatique des scénarii étudiés, grâce à la méthode de Monte Carlo, est donc appliquée. Les résultats sont synthétisés avec l'Analyse en Composantes Principales pour identifier les tendances principales.

Chapitre III. Application au projet LORVER

« La science ne résout jamais un problème sans en créer dix autres. »

George Bernard Shaw

A. Introduction

Le Chapitre I.B.4 présentait le procédé de construction de sol et le site sur lequel ont été réalisées les expérimentations étudiées dans cette thèse. Le Chapitre I.B.5 précisait la problématique principale de la thèse, à savoir : l'évaluation des impacts potentiels d'une filière de construction de sol et sa comparaison avec d'autres modes de gestion des ressources employées / déchets valorisés. Enfin, le Chapitre II proposait des améliorations de l'ACV dans un contexte général pour remédier à certaines faiblesses de l'ACV et mieux prendre en compte certaines spécificités de la construction de sol. A l'inverse, ce chapitre présente le périmètre de l'étude réalisée (*i.e.* ce qui a été pris en compte), les principales hypothèses et données collectées.

B. Objectifs et périmètre propres à l'étude

1. Périmètre global de l'étude

La Figure 28 résume les étapes et flux inclus dans le périmètre de l'étude. Le périmètre inclut ainsi :

- en bleu sombre : la prise en charge des déchets depuis leur site de production, leur transport puis leur utilisation pour construire un sol sur la friche à réhabiliter (LORVER) ou leur élimination via des filières alternatives (REF) ;
- en vert : l'exploitation agricole pour produire la biomasse, puis son séchage avant valorisation ;
- en rouge : une évaluation des changements des services écosystémiques et de la mobilité des polluants présents sur la friche induits par le sol construit, évaluées au moment de l'EICV avec les méthodes correspondantes, en fonction des données disponibles (cf. Chapitre II.C.2) ;
- en bleu clair : les consommations de ressources et émissions de polluants associées aux étapes ci-dessus, ainsi que celles associées aux consommations d'intrants, à l'élimination des déchets et l'amortissement des équipements utilisés, *i.e.* le background du système étudié.

Ces derniers flux sont essentiellement évalués à partir des bases de données EcoInvent (version 3). La gestion des coproduits, au niveau du background, est faite par la méthode d'allocation par défaut, en raison de sa simplicité relative.

La durée choisie d'exploitation agricole des parcelles est de 20 ans. Au-delà, il serait difficile de prévoir l'évolution des rendements en fonction des changements climatiques, de l'apparition de nouvelles espèces, *etc.* En deçà, la reprise écologique après les travaux serait probablement insuffisante pour que les bilans soient représentatifs. Cette valeur est également fréquemment utilisée pour allouer les changements d'usage des sols à une culture (Nemecek et al., 2014).

L'ACV réalisée dans cette thèse est de type attributionnelle, *i.e.* les flux associés aux intrants sont évalués en considérant que la technologie qui les génère est la moyenne des technologies produisant les intrants du marché sur lequel ils ont été achetés³⁸.

³⁸ Ce choix est très courant en ACV, lorsque des données plus précises sur l'origine des intrants est inconnue.

A l'avenir, il serait pertinent d'évaluer l'effet d'une filière de construction de sol sur le marché local (filieres d'élimination / valorisation de déchets, etc.). Néanmoins, une telle approche – conséquentielle - nécessite une fine connaissance des marchés locaux et de leurs changements potentiels. De telles données n'étaient pas disponibles au moment de la thèse mais mériteraient d'être recueillies et exploitées pour réaliser des outils d'aide à la décision (Bellon-Maurel et al., 2012).

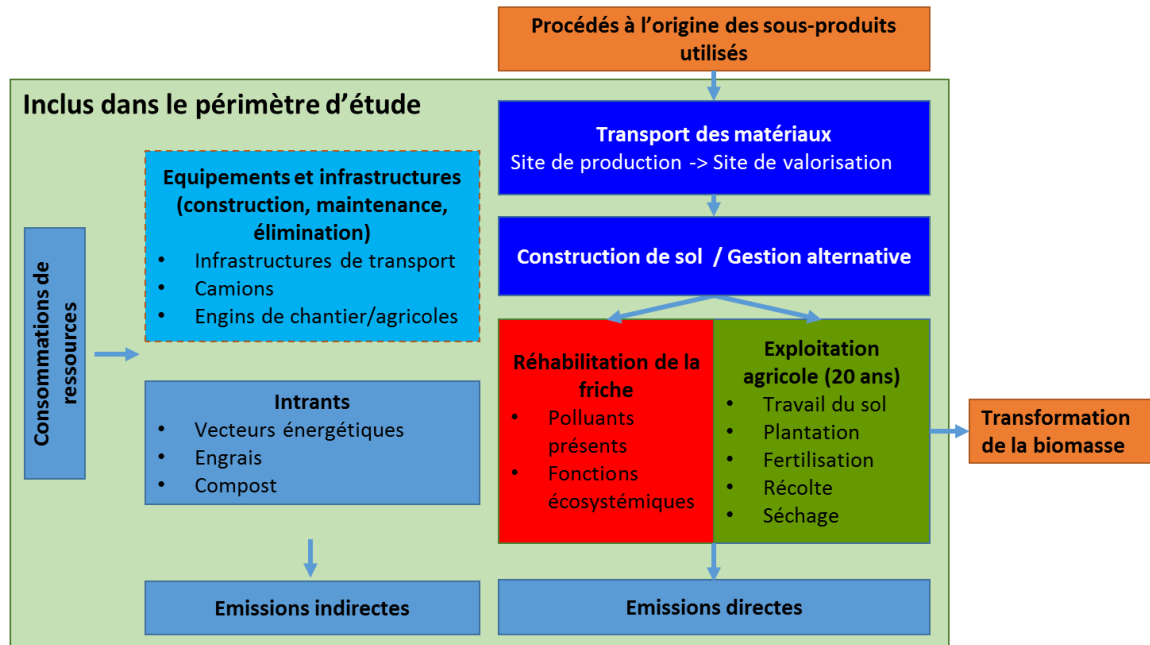


Figure 28 : Frontières du système étudié dans le cas de LORVER.

2. Exclusions notables

Plusieurs étapes notables ne sont pas incluses dans le périmètre de l'étude :

- les procédés à l'origine des sous-produits utilisés pour construire le sol (à l'exception du compost). En effet, on suppose qu'ils auraient été produits de toute manière, et l'objectif de la filière LORVER n'est pas de constituer une alternative aux procédés sources, comme les installations de traitement de terres polluées. En revanche, les conséquences de leur utilisation pour LORVER (moindre disponibilité pour d'autres valorisations, économies de procédés d'élimination) sont mises en évidence par les scénarii de référence investigués. À l'inverse, les produits consommés – notamment le compost – sont inclus dans le périmètre ;
- les trajets des camions après livraison des sous-produits : l'essentiel des transports se faisant sur des axes fréquentés, on suppose que les camions ne font pas de retour à vide ;
- le transport et la valorisation de la biomasse, après récolte : au moment de la rédaction de la thèse, trop peu de données fiables – en particulier pour une ACV – sur les procédés de transformation et les débouchés de la biomasse mis au point dans le cadre de LORVER étaient disponibles. De plus, les débouchés des biomasses produites étant potentiellement nombreux (Meirhaeghe, 2011), il paraissait peu approprié de se restreindre à une valorisation particulière. Enfin, l'étude de ces valorisations a un intérêt limité pour l'évaluation environnementale de la construction de sol, sauf à supposer que celle-ci a un impact significatif sur les caractéristiques de la biomasse.

3. Scénarii alternatifs

La pertinence environnementale de LORVER est évaluée en comparaison avec différents scénarii alternatifs. Comme LORVER assure plusieurs fonctions (valorisation de déchets, réhabilitation de friche, production de biomasse), une seule unité fonctionnelle – comme le plus couramment investigué en ACV – ne suffit pas : les scénarii alternatifs doivent présenter des performances comparables pour ces trois fonctions (cf. Chapitre II.B).

Le Tableau 18 résume les scénarii envisagés, les fonctions qu'ils pourraient remplir, et évalue leur probabilité pratique dans le contexte lorrain (faible pression foncière). Il en ressort que la production de biomasse sur friche sans construction de sol et la revalorisation des déchets, par des procédés de valorisation énergétique / compostage / épandage agricole ou comme terrassements de chantier, représentent le concurrent le plus probable pour LORVER ; l'ensemble de ces deux filières concurrentes à LORVER sera dénommé REF. Ce scénario suppose que l'exploitation de la friche, même avec des rendements de biomasse très faibles, est techniquement et économiquement réaliste³⁹ ; autrement, la friche serait affectée à d'autres usages, ou encore laissée à l'abandon.

Il convient de garder à l'esprit plusieurs considérations importantes :

- pour certains déchets, une valorisation alternative est difficilement envisageable : leur enfouissement paraît alors être la seule option ;
- les matériaux disponibles pour la construction de sol sont très variables dans le temps, que ce soit en termes de quantité, d'origine ou de valorisations alternatives possibles.
- le caractère dégradé des sols de friche peut compromettre la production de biomasse à des niveaux équivalents à ceux que permettrait LORVER, ou une exploitation agricole conventionnelle⁴⁰ ;

En conséquence de ce dernier point, pour atteindre le même niveau de production de biomasse, le manque à gagner par rapport à LORVER doit être produit sur d'autres espaces, qui autrement auraient pu être affectés à d'autres usages. Pour tenir compte de ces considérations, le scénario REF comporte plusieurs déclinaisons résumées plus bas.

³⁹ Cela peut être le cas, en supposant que cette exploitation agricole soit soutenue financièrement dans le cadre d'un projet de réhabilitation, où la valorisation de la biomasse ne serait qu'un coproduit.

⁴⁰ Cette hypothèse de moindre rendement justifie *a priori* le recours à un procédé de construction de sol ; celui-ci n'aurait qu'un intérêt très limité, sur un sol parfaitement apte à produire de la biomasse en rendement et qualité suffisants.

Tableau 18: Description de scénarii contrastés, de leurs fonctions attendues, et positionnement dans le contexte lorrain

Friches	Déchets	Biomasse	Description du projet	Spécificités par rapport à LORVER
			Friches à l'abandon, déchets non valorisés (incinérés ou enfouis), ressources fossiles au lieu de la biomasse	Scénario <i>a priori</i> le moins souhaitable
		✓	Utilisation de terres agricoles, forestières, ou qui retrouveraient un couvert naturel	Concurrence d'usage
	✓		Cogénération, méthanisation, recyclage, terrassement de routes, etc.	Non applicable pour certains matériaux (terres excavées) Pour les autres matériaux, pourrait être une valorisation plus intéressante que LORVER
✓			Dépollution physico-chimique Apports de terre végétale	Peu probable dans le contexte lorrain pour de grandes surfaces hors agglomération Concurrence d'usage de la terre végétale avec des usages plus nobles
	✓	✓	Epannage agricole, compostage, substrat pour culture hors sol (hydro / aquaponie, etc.), sol construit ailleurs que sur une friche	Risque de conflit d'usage avec les terres agricoles ; n'améliore pas les friches Construire un sol sur un espace non dégradé ne serait pas justifiable économiquement
✓		✓	Phytoremédiation ou culture sur friche sans amendement	Concurrent le plus probable ; présente des incertitudes quant au rendement agricole
✓	✓		Amendement pour un parc / projet immobilier	Peu probable dans le contexte lorrain : faible rentabilité économique
✓	✓	✓	LORVER	

Les ✓ indiquent la satisfaction de la fonction par le scénario proposé ; les éléments encadrés en rouge forment le scénario *a priori* le plus apte à concurrencer LORVER dans le contexte lorrain

Une autre possibilité de remédiation consisterait en un apport de terre végétale et de terres excavées sur une épaisseur suffisamment importante pour assurer des fonctions équivalentes au sol construit. Néanmoins, un tel scénario paraît moins pertinent économiquement que LORVER, en considérant (1) les distances très importantes que devraient parcourir ces matériaux nobles, dont l'approvisionnement dépend de gros chantiers, peu présents en Lorraine ; et (2) l'absence de revenu lié à la valorisation de sous-produits permettant de couvrir les frais du chantier.

De plus, un tel scénario risque d'être systématiquement défavorisé par rapport à REF, du fait des besoins en transports et mise en place de la terre végétale qui viendraient s'additionner à celui-ci. Il est donc un concurrent moins pertinent pour LORVER.

Son unique avantage relatif par rapport à REF – la hausse des rendements sur la friche – serait contestable, car systématiquement associé à une perte de terre végétale, et donc de fertilité, voire une artificialisation des sols, sur le site où la terre a été prélevée.

4. Indépendance entre valorisation des déchets et biomasse

L'inventaire de la filière LORVER a été appréhendé selon deux étapes principales : (1) la valorisation / fin de vie des sous-produits utilisés et (2) l'exploitation agricole produisant la biomasse d'intérêt. Cette approche méthodologique présente plusieurs avantages :

- elle est cohérente avec le fait que ces deux étapes sont associées à des horizons de temps, des problématiques et des débouchés potentiels très différents ;
- elle permet de comparer aisément LORVER et REF, en traitant les deux étapes de façon indépendante.

Cette indépendance entre les étapes est particulièrement importante pour pallier le manque de données sur les interactions entre le sol construit et la biomasse produite. En effet, au moment de la rédaction, les parcelles expérimentales testant la faisabilité de la production de biomasse sur sol construit n'étaient pas encore achevées.

Il n'était dès lors pas possible d'évaluer précisément les interactions entre le sol construit et les cultures. Ainsi, le rendement agricole sur la friche, les besoins en fertilisants et la stabilisation des polluants sont exprimés de façon binaire en fonction de la présence ou non d'un sol construit.

En pratique, on suppose que la formulation du sol construit permet une production de biomasse équivalente à celle produite sur un sol agricole adéquat. Autrement dit :

- les pratiques agricoles mises en œuvre sur les parcelles sont celles couramment utilisées pour produire les biomasses considérées ;
- les polluants susceptibles d'être présents sur la friche et dans le sol construit n'affectent pas l'exploitation, et ses rendements sont identiques ;

- les procédés en aval de l'exploitation agricole ne sont pas affectés par l'origine de la biomasse. Ils ne nécessitent pas d'adaptation et délivrent des produits finis de qualité, performances et débouchés similaires à la biomasse issue d'une parcelle agricole classique.

Cette hypothèse permet de remédier au manque de données expérimentales directement issues du projet LORVER, en utilisant les données de la littérature concernant la culture du chanvre, de l'ortie et du peuplier (Berthelot et Gavaland, 2007; Boutin et al., 2006; Meirhaeghe, 2011).

Par ailleurs cette hypothèse est cohérente avec les objectifs primordiaux du projet LORVER, à savoir : (1) démontrer la faisabilité technico-économique d'une exploitation agricole non alimentaire sur un sol construit et (2) démontrer l'aptitude des biomasses récoltées à intégrer des filières de transformation conventionnelles.

Enfin, faute de données plus précises sur une exploitation sur friche, les pratiques agricoles sur friche sans sol construit sont supposées identiques, même si les rendements en biomasse exploitable (donc les exportations de biomasse) sont nettement moindres. En pratique, cette hypothèse pourrait correspondre à une rotation de cultures entre les cultures récoltées et des jachères fertilisées pour accélérer la remontée de la fertilité chimique et organique des sols.

C. Inventaire du cycle de vie

Cette section décrit les données nécessaires à l'établissement de l'inventaire du cycle de vie des scénarii LORVER et REF, ainsi que la manière dont elles ont été prises en compte sous SimaPro pour l'évaluation des impacts et les analyses d'incertitude.

1. Formulation du sol construit

Les besoins agronomiques des différentes cultures étudiées dans le cadre de LORVER ont été évalués et sont résumés dans le Tableau 19. La formulation des sols construits (*i.e.* leur composition) doit être adaptée en fonction de ces besoins. En fonction des matériaux disponibles (cf. Tableau 3), de leurs propriétés et coûts d'acquisition, plusieurs formulations ont été envisagées au cours du projet, pour chaque culture. Pour des raisons de confidentialité, elles ne sont pas rendues publiques dans cette thèse. Néanmoins, plusieurs tendances peuvent être notées :

- les parcelles pour les productions de ligneux (TTCR) sont plus exigeantes en matériaux, en particulier en boues de papeterie, car elles nécessitent un sol profond, structuré et des réserves en eau plus importantes⁴¹ ;
- les parcelles dédiées à la culture de chanvre nécessitent un sol plus drainant et donc plus riche en matériaux sableux (*e.g.* sédiments) ;
- un apport de matière organique fraîche (déchets verts) ou compostée est systématiquement réalisé en surface pour constituer une réserve de nutriments accessible aux cultures.

⁴¹ En effet, les boues papetières ont déjà prouvé leurs atouts significatifs pour la construction de sol : très forte capacité de rétention en eau, amendement calcique, organique (Séré, 2007). Par ailleurs, leur coût d'acquisition négatif (du fait de leur statut de déchet) contribue à financer une grande partie du chantier.

Tableau 19: Besoin agronomiques des cultures étudiées (Gossiaux et Guimont, 2015)

	Peuplier en TTCR	Chanvre	Ortie*
Type de sol (texture)	Eviter sol trop sableux Sol profond et aéré	Sol drainant	Sol drainant Riche en Matière Organique
Sensibilité à l'hydromorphie	Variable selon variétés	Très sensible	Très sensible
pH	Neutre	Neutre	Neutre (sensibilité à l'acidité)
Besoins annuels en éléments nutritifs	90 kg N/ha 15 kg P ₂ O ₅ /ha 90 kg K ₂ O/ha 20 kg Mg/ha	140-190 kg N/ha 40-80 kg P ₂ O ₅ /ha 160-320 kg K ₂ O/t MS 60-80 kg MgO/t MS	150 kg N/ha 60 kg P ₂ O ₅ /ha 250 kg K ₂ O kg/ha 30 Mg kg/ha
Système racinaire	traçant	pivotant	traçant

** Bien que mentionné ici, le cas de l'ortie n'est pas étudié car cette culture est implantée sur le même sol que les peupliers et présente un itinéraire technique semblable au chanvre ; il n'apporte donc pas d'information nouvelle*

Pour chaque culture, la formulation utilisée sous SimaPro est une moyenne des formulations envisagées au cours de la thèse. Cependant, lors d'analyses d'incertitudes et de sensibilité, il est utile d'évaluer les changements possibles dans les quantités de matériaux utilisées. Cela suppose d'attribuer une distribution de probabilité à ces quantités, donc de faire des hypothèses sur leur dispersion. En particulier, dans cette thèse, on souhaite que l'ensemble des formulations envisagées aient 95% de chances d'être représentatives des différents profils de sol possibles en pratique, et que ces quantités soient toujours positives.

Globalement, si on suppose que les apports de matériaux (en t/ha) suivent une loi normale, pour que les formulations envisagées soient dans un intervalle de confiance à 95%, les coefficients de variation – i.e. le rapport de l'écart-type sur la moyenne de la distribution - sont volontairement doublés par rapport à ceux constatés avec les formulations proposées⁴².

Néanmoins, quand l'apport d'un matériau donné est trop variable – i.e. que le coefficient de variation retenu dépasse 63% – il existe un risque significatif qu'une loi normale puisse supposer des apports négatifs en matériaux. Dans ce cas, pour éviter ce genre d'aberration, l'apport du matériau en question est supposé suivre une loi uniforme entre 0 et 2 fois l'apport moyen de matériau. Ainsi, le risque que l'analyse d'incertitude calcule des apports négatifs de matériaux est évité. ..

2. Transport des matériaux

a) Données sources et valeurs choisies

Le Tableau 20 résume les distances parcourues par les différents matériaux, de leur site de production à la friche d'Homécourt. Les données sont essentiellement issues de la cartographie des gisements disponibles établie dans le cadre du projet LORVER (Figure 29).

⁴² Autrement, la probabilité que les configurations soient représentatives ne serait que de 63%.

Les incertitudes sur les distances par rapport à Homécourt ont été estimées, sur la base de rapports internes au projet LORVER, en calculant le besoin de transport minimal et maximal pour livrer les matériaux à Homécourt, en supposant que les matériaux provenaient des gisements lorrains les plus proches ou éloignés d'Homécourt, respectivement. Un écart de 30% a été constaté entre les deux extrêmes.

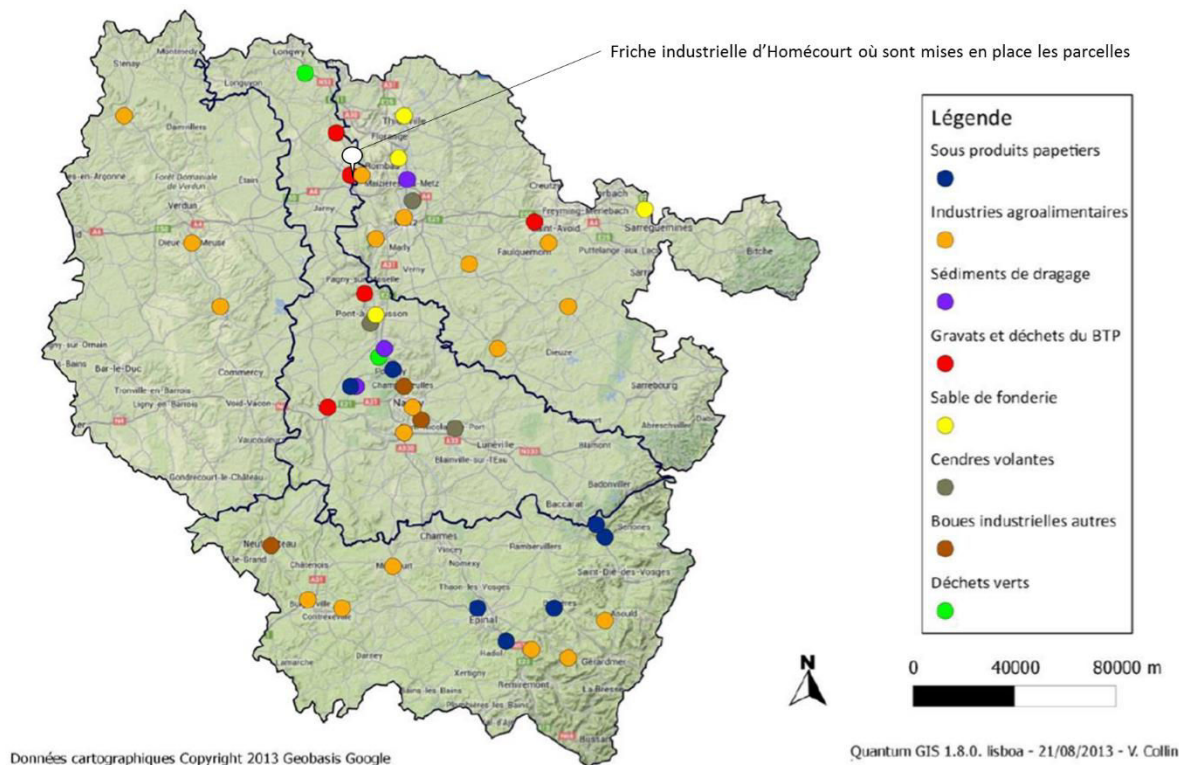


Figure 29: Cartographie des gisements de sous-produits identifiés en Lorraine et emplacement de la friche réhabilitée (Gossiaux et Guimont, 2013)

b) Modélisation sous SimaPro

Scénario LORVER

Dans le cas de la filière LORVER, d'importants volumes de matériaux ont été transportés, souvent sur des distances dépassant 50 km. Ces matériaux ont été livrés par camion de 44 t de Poids Total Autorisé en Charge (PTAC), capables de transporter 25 t de charge utile (CU)⁴³.

Cependant, la base de données EcolInvent ne propose pas de données sur le transport avec des camions remplis au maximum de leur PTAC. Ainsi, la fiche « Transport, freight, lorry > 32 metric ton » est basée sur une CU moyenne de 19,2 t et un Poids Total Roulant (PTR) de 33,2 t. Elle a été adaptée pour tenir compte de la pleine charge, avec les hypothèses suivantes :

- les émissions et consommations des camions sont proportionnelles au PTR ;
- l'usure de la route est proportionnelle au PTR ;
- l'usure et la maintenance du camion sont proportionnelles à la distance parcourue.

⁴³ La charge utile correspond à la masse du chargement transporté par le camion, tandis que son PTAC correspond à son poids total autorisé (camion + remorques + chargement).

Tableau 20 : Récapitulatif des distances parcourues par les délaissés jusqu'à leur valorisation finale

Modélisation sous SimaPro			
Scénario	LORVER	REF	
Etape de transport	Vers site de construction de sol	Vers autre gestion	Autres transports (pour compost)
Données EcoInvent initiales	« Transport, freight, lorry >32t, EURO5 »	« Transport, freight, lorry, unspecified {GLO} »	« Compost {GLO} market for »
Adaptations réalisées	Charge transportée = 25t	Marché européen du transport	Marché européen du transport
Distances parcourues par matériau (km)			
Terre de biocentre	75 ± 25	0 ± 50	
Boues papetières	140 ± 50	30 ± 15	
Matériaux inertes / drainants	25 ± 10	0 ± 50	
Matières organiques (compost / déchets verts)	20 ± 10	10 ± 5	19 (camion) + 11 (train)
Remarques additionnelles			
Terre de biocentre	Principale source située à Jeandelaincourt, enfouissement en ISDI sur place ou à proximité Valorisation en substitution de granulat		
Boues papetières	Papeteries essentiellement basées dans les Vosges ; Epandage agricole ou compostage à moins de 50 km		
Matériaux inertes / drainants	Sédiments de dragage issus de la Moselle proche, enfouissement en ISDI sur place ou à proximité		
Matières organiques (compost / déchets verts)	Enfouissement en ISDI soit sur place, soit dans un ISDI à proximité		

Ces hypothèses conduisent à une réduction des impacts par tonne de matériau transporté : pour une même distance parcourue, le PTR augmente de 17%, mais la charge transportée – à laquelle sont ramenés l'ensemble des impacts du transport – augmente de 30%. A l'inverse, pour une charge de 12,5 t – équivalente à un retour à vide dans les conditions ci-dessus – les impacts du transport augmenteraient de 25% par tonne de matériau transporté par rapport à une charge de 19,2 t. L'importance relative de cette hypothèse sera discutée dans les études de sensibilité.

Scénarii de référence

Dans le cas des scénarii de référence, les distances parcourues sont souvent bien moindres, et les matériaux sont déplacés vers différents sites. Dans ce cas, le recours à des camions de 44 t de PTAC n'est pas l'option la plus adaptée. Néanmoins, faute de donnée plus précise sur le transport des déchets (de différents types), et conformément à ce qui est pratiqué par Ecolnvent, la fiche utilisée est « Transport, freight, lorry, unspecified {GLO} », qui présente la moyenne à l'échelle mondiale (globale) des technologies de transport routier utilisées, toutes tailles de camion et toutes catégories de performances confondues. Cette fiche a été adaptée pour ne tenir compte que des statistiques à l'échelle de l'Europe.

Il convient cependant de noter que ces statistiques sont dominées par le transport par camion de PTAC > 16 t (souvent plus de 60% pour les camions > 32 t et plus de 30% pour les 16-32 t), et tendent donc à surreprésenter un mode de transport probablement inadapté aux relativement faibles distances parcourues par les déchets. Ce proxy revient à minimiser l'impact réel du transport des déchets, car les impacts des camions de PTAC >16 t, ramenés à la tonne.kilomètre transportée, sont bien plus faibles que ceux de camions de PTAC <16 t.

Néanmoins, les classes de camion EURO3 et EURO4, parmi les plus polluantes, sont fortement représentées, représentant respectivement 45 et 38% des transports effectués. Il conviendrait à l'avenir de déterminer dans quelle mesure les effets de ces proxys antagonistes se compensent. Enfin, le transport du compost jusqu'à son site d'épandage est déjà évalué par Ecolnvent. Basé sur un mix train/camion (11 / 19 km respectivement), il a été adapté au contexte européen.

3. Construction de sol (LORVER)

a) Utilisation du sol

La Figure 30 détaille les surfaces utilisées dans le cadre du projet LORVER pour (1) stocker les matériaux (Transit) et (2) les parcelles mises en place (culture de chanvre et de peuplier en TCCR). Les données relatives au chantier, en termes d'usage des sols, sont les suivantes :

- Pour 1 ha de parcelle mise en place, une zone de transit moyenne de 0,4 ha est nécessaire⁴⁴ ;
- Ces 1,4 ha de surface de friche sont transformées en zone de chantier, d'une durée de 6 mois ;
- Au terme du chantier, le sol de la parcelle mise en place est considéré comme arable, *i.e.* apte à supporter des cultures, tandis que la zone de transit subit une opération de végétalisation.

⁴⁴ L'importance relative de cette zone de transit tient essentiellement à la taille restreinte des parcelles expérimentales mises en place. Dans le cas d'une mise en place de parcelles LORVER sur des échelles plus importantes, le ratio de surfaces zone de transit / zone réhabilité sera probablement plus faible.



Figure 30 : Localisation et superficie des parcelles expérimentales et de la zone de stockage intermédiaire des matériaux (Gossiaux et Guimont, 2015)

b) Procédé de construction

La Figure 31 reprend les différentes étapes du procédé de construction de sol :

- les différents sous-produits sont stockés sur une zone de transit sur le site de Homécourt ;
- les tas sont relevés avec une chargeuse à chenille ;
- les sous-produits sont mélangés avec une pelle 25 t⁴⁵ ;
- le mélange est chargé par une pelle 25 t dans un camion benne, acheminé par le camion benne jusqu'à la parcelle en construction puis déchargé ;
- une chargeuse à chenille met en place le nouveau sol en aplanissant les tas.

L'utilisation de la chargeuse à chenille est modélisée sous SimaPro avec la fiche « Excavation, skid-steer loader » ; celle de la pelle 25 t avec la fiche « Excavation, hydraulic digger ». Ces deux fiches décrivent les consommations de carburant et d'huile de moteur, les émissions de polluants et l'amortissement des équipements liés aux opérations de chantier, ramenés aux volumes (m³) de matériaux manipulés. Ces volumes sont calculés à partir des tonnages de matériaux et de leurs masses volumiques, sur lesquelles un écart-type de 0,1 t/m³ et une distribution normale sont supposés.

⁴⁵ Les horizons constitués de matériaux purs n'ont pas besoin d'être mélangés.

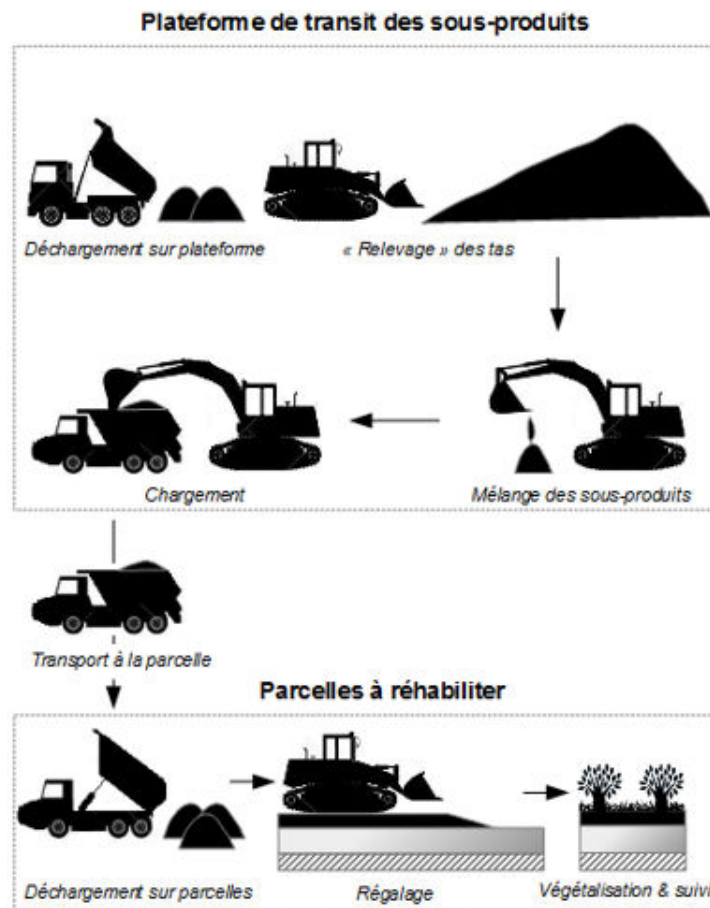


Figure 31: Récapitulatif des étapes du procédé de construction de sol

4. Autres procédés de végétalisation

Que ce soit pour LORVER ou REF, le système étudié comporte systématiquement des opérations de réhabilitation en plus de celle de la friche étudiée. Il s'agit notamment : de la zone de transit pour les matériaux sur la friche à réhabiliter, des installations de stockage de déchets ou des mines / carrières ayant fourni les matériaux utilisés, au terme de leur exploitation.

Pour ces opérations de réhabilitation, EcoInvent considère un apport de terre végétale sur une épaisseur de 30 cm, soit une masse de 420 kg/m² de sol végétalisé (Kellenberger et al., 2007). Néanmoins, seuls l'usage d'engins de chantier pour mettre en place cette terre végétale et la transformation de cet espace d'une carrière à une forêt sont considérés. Ainsi :

- le transport de la terre végétale, susceptible d'être extérieure au site, n'est pas considéré. Cette hypothèse n'est adéquate que si la terre végétale excavée avant le chantier de construction/exploitation du site est entreposée à proximité, et non transportée vers un autre site, ce qui n'est probablement pas toujours le cas ;
- la transformation supposée vers une forêt sous-estime grandement les impacts, car avant d'atteindre un couvert forestier mûre, le couvert végétal mis en place subit des évolutions que la réhabilitation ne peut qu'accélérer dans une faible mesure (cf. Chapitre I.D.1.b) ;
- l'occupation du terrain pour cette réhabilitation n'est pas incluse.

Ces hypothèses sont corrigées dans le cadre de cette thèse, au moins pour les actions de réhabilitation les plus significatives. Ainsi, le Tableau 21 résume dans quelle mesure elles sont prises en compte pour la zone de transit, les installations de stockage de déchets et les carrières de granulats au premier plan des systèmes étudiés.

Pour la zone de transit (LORVER), les cinq premiers cm de terre sont décapés en amont du chantier, stockés sur place pendant la construction du sol, puis remis en place au terme du chantier. De cette manière, les dommages sur les couches les plus superficielles de sol sont minimisés.

Pour les autres opérations de végétalisation, une distance de 30 km est considérée pour le transport de la terre végétale : elle est un compromis entre (1) la proximité des terres végétales excavées lors de l'exploitation des carrières, entreposées au plus près pour faciliter la réhabilitation dans les carrières bien gérées (Bruhier et Delory, 2000), et (2) le besoin de s'approvisionner à des distances plus importantes si la terre excavée a perdu son intérêt agronomique, par exemple suite à de mauvaises manipulations ou conditions de stockage.

En revanche, les étapes liées à l'excavation et au stockage intermédiaire de la terre végétale ne sont pas pris en compte : on considère qu'elles auraient eu lieu de toute manière, et sont imputées aux chantiers les nécessitant.

Il convient de noter que la consommation de 7,44 MJ-diesel/m² pour 30 cm de terre végétale (*i.e.* 0,55 kg-diesel/m de sol mis en place) est cohérente avec celle calculée dans le cadre du projet LORVER, qui est de 0,57 kg-diesel/m de sol construit.

Tableau 21 : Description des actions de réhabilitation prises en compte dans le foreground du système

Usage des sols	Zone de transit	Autres
Sol manipulé / apporté (kg/m ²)	140	420
Occupation du chantier de réhabilitation (an)	0,1	0,5
Transformation à partir d'un espace artificialisé ^(a) (m ²)	1	1
Transformation vers un sol arable laissé nu ou un espace vert ^(b) (m ²)	1	1
Intrants de la technosphère		
Fonctionnement des engins de chantier, ramené aux consommations de carburant (MJ)	2,48	7,44
Transport de la terre végétale (km)	0	30±15

^(a) L'usage initial des sols dépend de la réhabilitation en question (zone de transit, ISDI, ISDND, etc.)

^(b) Dépend de la réhabilitation : une carrière est réaménagée en espace agricole ; un autre sol est aménagé en espace vert.

Remarque : les données présentées ici sont issues des bases EcoInvent

5. Autres filières d'élimination des sous-produits (REF)

Ce paragraphe résume comment sont modélisés sous SimaPro les différentes fins de vie alternatives possibles pour les délaissés valorisés par LORVER. Elles diffèrent essentiellement selon que les délaissés sont des matériaux inertes ou organiques, valorisables dans le contexte local ou non.

Les matériaux considérés inertes incluent les terres dépolluées, les sédiments, les stériles de carrière, etc. Ils se distinguent par de faibles teneurs en matière organique ; leur valorisation potentielle dans un sol construit tient à leurs propriétés de matériaux « squelettes » ou drainants, ou leur pH alcalin

permettant de stabiliser les métaux lourds (Gossiaux et Guimont, 2014). Selon leur qualité structurale et leur innocuité, ils peuvent (1) être valorisés en substitution de granulats / matériaux de construction, (2) servir de matériaux de comblement de carrière lors de leur réhabilitation, (3) envoyés en ISDI ou (4) en ISDND – ce dernier cas n’étant pas investigué dans cette thèse.

Les matériaux organiques (boues papetières, biodéchets, compost) sont prisés pour leur impact bénéfique sur la fertilité des sols et leur structuration, leur capacité de rétention en eau, en nutriments, et leur rôle de nourriture pour la faune du sol (Fuchs et al., 2014). Ces fonctions sont sollicitées dans le cadre d’un sol construit de type LORVER, mais également valorisées en agriculture, par épandage direct ou après compostage. Du fait de leurs teneurs en éléments autres (nutriments, calcaire), ils induisent également des économies d’intrants en agriculture. Ils peuvent en outre être valorisés énergétiquement (méthanisation, incinération) ; ce dernier débouché n’est néanmoins pas investigué.

a) Enfouissement de déchets

Installation de Stockage de Déchets Inertes

Outre les consommables liés à la construction et l’exploitation de l’ISDI, les données EcoInvent considèrent (1) qu’une ISDI de taille moyenne permet de stocker 680 kt de déchets inertes au cours de son exploitation, et (2) que sa construction dure un an, son exploitation dix ans, au terme de laquelle un suivi est mis en place pendant cinq ans.

Le Tableau 22 reprend les surfaces transformées et occupées par cette ISDI d’après EcoInvent (Doka, 2007). Il en ressort que les bases de données incluent la succession de reconversions du site en zone arbustive puis en forêt, alors qu’aucune technique de réhabilitation appropriée n’est mentionnée.

En cela, elles ne tiennent pas compte des irréversibilités liées à l’artificialisation du sol, car seuls les états initial et final du sol importent dans l’évaluation environnementale (cf. Chapitre I.D.1.b) ; Chapitre II.C.2) : les transformations intermédiaires se compensent pour ne laisser que la transformation – induite par l’Homme – d’une prairie en une forêt.

Pour être plus en accord avec la réalité, la fiche relative à l’exploitation de l’ISDI a été modifiée (cf. Tableau 22). L’action de réhabilitation proposée reprend les hypothèses évoquées dans le Chapitre III.C.4. Enfin, l’électricité et le gaz utilisés sont adaptés au marché français.

Comblement de carrière

Pour certains matériaux inertes sujets à peu de contraintes réglementaires, une valorisation fréquente est l’utilisation en comblement de carrières (e.g. refus de carrière, certains sédiments). Ils peuvent également être laissés sur place.

Dans ce cas, seuls les impacts liés à leur déchargement et l’occupation des sols pendant dix ans sont considérés, ainsi que les impacts liés à leur exposition potentielle à l’environnement (érosion, lessivage). Ces derniers sont évalués en supposant l’émission vers les eaux de surface, à long terme, de l’intégralité de la fraction lixiviable des éléments trace métalliques (ETM) qu’ils contiennent. Les données utilisées sont les teneurs maximales pour des matériaux inertes admissibles en ISDI (Journal Officiel, 2014).

Tableau 22 : Bilan des surfaces transformées/occupées par un ISDI, et autres flux tels qu'inventoriés par Ecolnvent (Doka, 2007) et adaptés au cas d'étude

	Construction de l'ISDI	Opérations d'enfouissement		Comblement de carrière
		Ecolnvent	Adaptée	
Changement d'usage des sols (ha)				
Etat initial				
Prairie	1,8	3 ^(a)	3 ^(d)	
Site d'enfouissement		3 ^(b)	3 ^(e)	
Couvert arbustif		3 ^(c)		
Etat final				
Zone de transit	1,8			
Site d'enfouissement		3 ^(a)	3 ^(d)	
Couvert arbustif		3 ^(b)		
Forêt		3 ^(c)		
Zone urbaine végétalisée			3 ^(e)	
Occupation des sols (ans)				
Zone de transit/chantier	16	1	1	
Site d'enfouissement		10	10	
Site minier				10
Couvert arbustif		5		
Zone urbaine végétalisée			5	
Procédés et flux spécifiques inclus				
Manipulation des matériaux		Oui	Oui	Oui
Emissions de la fraction lixiviable		Non	Non	Oui
Action de réhabilitation		Non	Oui	Non
^{(a), (b), (c)} Succession de changements d'usage des sols dans l'ordre chronologique, telle que proposée par Ecolnvent. Au moment de l'évaluation des impacts, seuls le défrichement d'une prairie (pour la construction de l'ISDI) et la végétalisation finale du site (en forêt) sont pris en compte ; les transformations les plus impactantes sont occultées.				
^{(d), (e)} Succession de changements d'usage des sols dans l'ordre chronologique modifiée				

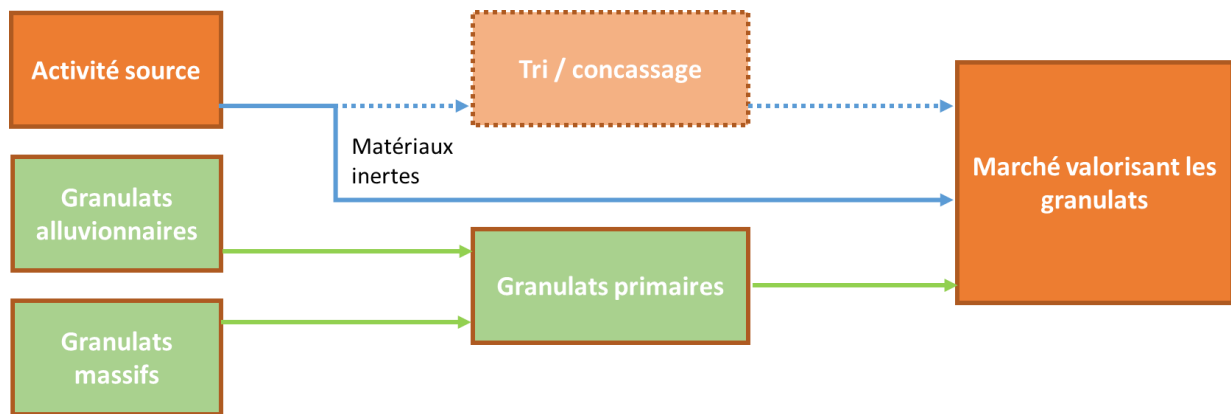
b) Matériaux valorisables

Substitution de granulats

Certains matériaux inertes, notamment parmi les terres excavées, peuvent être valorisés dans différentes applications telles que les remblais en technique routière ou en renfort de fondation, ou encore comme support de végétation dans des aménagements paysagers (Blanc et al., 2012). Ils évitent ainsi des consommations de matériaux naturels, notamment de granulats (Figure 32).

Ecolnvent décrit les impacts de l'exploitation de deux types de granulats, selon qu'ils soient alluvionnaires/sablonneux (« round ») ou massifs et nécessitant d'être broyés (« crushed »). Les proportions de ces deux types sont respectivement de 85 et 15%. Un procédé unitaire agglomérant ces deux productions a été proposé ; les consommations et rejets d'eau, consommations d'électricité et de carburants ont été adaptées au contexte français.

Selon les matériaux, il est probable qu'un tri / concassage / prétraitement soient nécessaires avant leur valorisation. C'est notamment le cas des déchets issus du BTP. Afin de limiter les scénarii possibles, cette étape n'est pas incluse. En effet, l'essentiel des matériaux utilisés – terres excavées pour être dépolluées – ont une granulométrie relativement homogène : elles ont fait l'objet de prétraitements avant leur admission en centre de dépollution.



Légende :

- En pointillés : filière non incluse dans le périmètre de l'étude
 - En vert : filière conventionnelle évitée par la valorisation de matériaux inertes
- Par simplicité, les étapes de tri / concassage / stockage des matériaux inertes ne sont pas prises en compte*

Figure 32: Substitution de matériaux naturels par les matériaux inertes

Épandage agricole

Un débouché important des matériaux organiques, notamment des boues papetières, est l'épandage agricole. Ce dernier constitue un amendement organique et calcique pour les sols⁴⁶, et plus marginalement un apport de substances fertilisantes. EcolInvent présente, à partir d'une étude canadienne, les économies potentielles d'intrants agricoles, en particulier de fertilisants, que permettrait l'épandage de boues papetières (Parent et Gagné, 2011).

Néanmoins, seule une fraction très faible des nutriments présents dans les boues papetières sont minéralisables et donc disponibles aux plantes à court terme : la matière organique présente dans ce matériau est en effet très riche en lignine, difficilement décomposable (Chambre d'Agriculture de Lorraine, 2004). Il est donc peu probable que l'apport de boues papetières permette une réduction des apports de fertilisants. Leur principale fonction est donc l'amendement calcique des sols ; à cet égard, une tonne de boue épandue se substitue ainsi à l'épandage de 450 à 510 kg de chaux (CaO).

Outre ces apports d'amendements calciques, l'épandage de boues induit aussi un apport en éléments traces métalliques (ETM) et en polluants organiques. Le Tableau 23 reprend les apports moyens attendus, sur la base d'analyses conduites dans le cas du projet LORVER (Gossiaux et Guimont, 2013b). En revanche, les données suivantes ne sont pas prises en compte :

- émissions de phosphore vers les eaux souterraines liées à ces apports, celles-ci étant surtout influencées par les apports liquides (lisiers, boues liquides) (Nemecek et al., 2014) ;
- évolutions de la teneur en matière organique des sols et de leur capacité à fournir certains services écosystémiques.

⁴⁶ Les boues papetières sont très riches (1) en matière organique, essentielle pour la fertilité biologique des sols et leur capacité à retenir les nutriments, l'eau et les polluants, et (2) en carbonate de calcium, dont les fonctions principales sont d'augmenter le pH du sol (donc sa capacité à stabiliser l'essentiel des métaux lourds) et d'améliorer sa structure.

Ce dernier point mériterait d'être investigué à l'avenir, à partir d'un scénario plausible d'épandage dans le contexte lorrain, *e.g.* une dose annuelle de boue épandue de dix tonnes de matière brute par hectare. Une étude similaire serait appropriée dans le cas du compost, pour lequel peu de méthodes quantifient les impacts environnementaux, ou sont très dépendants du contexte local et du régime d'application (Martínez-Blanco et al., 2013).

Tableau 23 : Compositions moyennes des boues papetières (mg/kg)

Teneur en métaux (ppm)	Source : EcolInvent	Source : Valtterra (Gossiaux et Guimont, 2013b)	Maximum fixé par Arrêté
Cadmium	0,3	0,3 ± 0.14	0,5
Chrome	4,2	10,5 ± 5.4	21
Cuivre	8,8	95,7 ± 69.2	198
Mercuré	0,03	0,2 ± 0.05	0,3
Nickel	2,6	5,1 ± 2.6	10
Plomb	2,1	19,4 ± 18.3	57
Zinc	24,2	82,9 ± 58.7	203
PCB (7 congénères)	-	0,13 ± 0.09	0.3
Fluoranthène	-	0,11 ± 0.03	0.15
Benzo(b)fluoranthène	-	0,08 ± 0.03	0.15
Benzo(a)pyrène	-	0,08 ± 0.03	0.15
Cobalt	0,8	-	-
Fer	2119	-	-
Manganèse	293,8	-	-
Molybdène	6,5	-	-
Aluminium	9958	-	-
Arsenic	0,2	-	-
Bore	7,3	-	-

Les valeurs sélectionnées sont en gras

c) Compostage

Le compostage avant épandage bénéficie souvent d'une meilleure image que l'épandage direct de boues papetières. Cette filière de valorisation est investiguée en considérant les données EcolInvent d'émission liées à la production du compost (fiche « *Biowaste {CH}/ treatment of, composting / Alloc Def, U* »). Cette dernière considère :

- le traitement de biodéchets (1 kg) pour produire du compost (0,54 kg) ;
- le transport des biodéchets jusqu'en entrée d'installation via une collecte municipale ;
- l'infrastructure de compostage, les émissions et les déchets relatifs au procédé de compostage ;
- le transport du compost sur 11 km en train et 19 km en camion⁴⁷ ;
- les émissions et l'amortissement de l'épandeur.

⁴⁷ Ces distances sont celles utilisées par EcolInvent pour le transport du compost vers son lieu d'épandage.

Néanmoins, ni les apports en ETM induits par le compost sur un sol agricole, ni les apports en fertilisants qu'il permet d'éviter, ni le lessivage potentiel de nutriment, ne sont considérés. Ces derniers points sont évalués en considérant (1) les apports de métaux autorisés par la norme NFU 44095, qui fixe les critères pour que le compost soit considéré comme un produit et (2) la valeur agronomique d'un compost moyen produit à partir de boues papetières et d'autres biodéchets.

Les économies de fertilisants et le risque de lessivage sont ainsi calculés avec l'Équation 4, à partir de la masse brute de compost apportée M_{compost} (kg-MB), des teneurs A_i en nutriments i présents dans le compost (en kg de nutriment par kg de matière brute de compost) résumées ci-dessous, et de la proportion x_i en nutriment étant lessivée (en %) :

- 16,4 kg-N de fertilisation azotée ;
- 13,0 kg-P (soit 29,8 kg-P₂O₅) de fertilisation phosphatée ;
- 8,64 kg-K (soit 10,3 kg-K₂O) de fertilisation potassique.

Équation 4: Formule de calcul des économies potentielles de fertilisation induites par les apports de compost au sol construit

$$\begin{aligned} \text{Economie de fertilisant}_{i(kg-i)} &= M_{\text{compost}(kg-MB)} * A_{i(kg-i/kg-MB)} * \left[1 - \frac{x_i}{100}\right] \\ \text{Lessivage de nutriment}_{i(kg-i)} &= M_{\text{compost}(kg-MB)} * A_{i(kg-i/kg-MB)} * \frac{x_i}{100} \end{aligned}$$

Une hypothèse du projet LORVER étant l'innocuité environnementale du sol construit sur la qualité des eaux souterraines, les x_i sont par défaut fixés à 0%. Une étude de sensibilité permettra d'évaluer les conséquences de l'invalidité de cette hypothèse sur les résultats globaux.

Les apports en polluants (ETM, PCB, HAP) sont calculés comme indiqué par l'Équation 5, en tenant compte de la masse brute des apports de compost MB_{compost} , de sa siccité S (i.e. son taux de masse sèche), et de la concentration en polluants de sa matière sèche.

Équation 5: Formule de calcul des émissions de polluants induites par le compost apporté au sol construit

$$X_{i(mg)} = MB_{\text{compost}(kg-MB)} * S_{(kg-MS/kg-MB)} * [X_i]_{(mg/kg-MS)}$$

Du fait des compositions très variables des composts, les concentrations retenues sont la moitié des concentrations maximales autorisées pour l'homologation du compost comme produit (NFU44095), avec une distribution uniforme entre 0 et ces valeurs maximales. Afin de tenir compte de différentes qualités de compost, un facteur de dilution est introduit et utilisé lors des analyses de sensibilité.

Ces apports en polluants sont considérés comme une émission vers un sol exploité pour une production de biomasse non alimentaire, i.e. forestiers dans la nomenclature EcoInvent.

Cas du compost de boues papetières

Les boues papetières ne sont pas compostées seules, mais incorporées à d'autres déchets organiques plus facilement dégradables, avec un ratio de 500 kg de boues + 2 200 kg de déchets de nature différente pour produire 1 tonne de compost. Il en résulte une production de $\eta^* = 0,4$ t de compost par tonne de biodéchet, et non $\eta = 0,54$ comme proposé par EcoInvent.

Afin de préserver l'équilibre des bilans de matière du procédé de compostage, les consommations d'intrants (I), les émissions et les déchets liés au procédé de compostage (E) sont adaptées, en supposant qu'il existe un coefficient de proportionnalité λ , commun à tous ces flux, entre leurs versions avant et après adaptation, comme illustré par l'Équation 6.

Tableau 24: Résumé des adaptations proposées pour les données sur le compost

	EcoInvent	Avec boues papetières	Autres biodéchets	Construction de sol
Biodéchets (toutes catégories)	1 000 kg	1 000 kg	1 000 kg	1 000 kg
• Boues papetières		185 kg		
• Autres biodéchets	1 000 kg	815 kg	1 000 kg	1 000 kg
Compost produit	540 kg	400 kg	540 kg	540 kg
Autres consommables / émissions déchets	M	1,3 * M	M	M
Compost vu comme	un déchet	un déchet	un déchet	un produit
Transport amont				
Distance (km)	3	30	10	10
Mode de transport	Collecte municipale	Camion moyen	Camion moyen	Camion moyen
Economies de fertilisants	Non	Oui	Oui	Oui, mais lessivage potentiel
Apports de polluants	Non	Oui, majoré par NFU44095		

Équation 6 : Bilan de matière pour l'élimination de 1 tonne de biodéchets dans le cas EcoInvent et dans le cas des boues papetières, (avec I, E, η et η^* en tonnes (ou une unité physique appropriée), λ sans dimension)

$$\begin{aligned}
 1 + I &= \eta + E && \text{(Bilan de matière EcoInvent)} \\
 1 + \lambda I &= \eta^* + \lambda E && \text{(Bilan de matière adapté)}
 \end{aligned}$$

L'Équation 7 exprime la valeur de ce coefficient de proportionnalité en fonction des productions de compost par tonne de biodéchets. Avec les données présentes, il vaut 1,3, ce qui revient à majorer les impacts du procédé de compostage de 30%.

Équation 7 : Calcul du ratio des intrants et émissions d'un procédé de compostage entre deux valeurs du rendement en compost

$$\lambda = \frac{1 - \eta^*}{1 - \eta}$$

Cas du compost utilisé en construction de sol

Dans le cas de la construction de sol, le compost n'est plus considéré comme un déchet à éliminer, mais bien comme un produit valorisé pour la construction de sol : contrairement aux autres matériaux, les impacts liés à sa production sont inclus dans le périmètre d'étude. En revanche, les biodéchets à éliminer sont considérés comme un flux de matière entrant dans l'installation, mais dont les impacts amont ne sont pas inclus dans le périmètre, car ils auraient été produits de toute manière⁴⁸.

⁴⁸ Ce choix est fait en cohérence avec ce qui a été décidé pour les autres déchets valorisés par LORVER (cf. Chapitre III.B.2).

6. Exploitation agricole

Cette section décrit les itinéraires techniques (*i.e.* les pratiques culturales) mis en place pour produire la biomasse, en fonction des espèces cultivées. Elle décrit également comment certains flux et impacts propres à l'exploitation agricole ont été évalués.

a) *Itinéraires techniques*

Parcelle Chanvre

La production de paille de chanvre nécessite l'itinéraire cultural suivant (CETIOM, 2015) :

- fin avril – début mai : le sol est préparé par un labour superficiel, le chanvre est semé avec un semoir à céréales et la fertilisation est opérée pour assurer une disponibilité importante des nutriments dès les premiers stades du développement du chanvre ;
- fin août – début septembre : le chanvre est fauché après sa floraison, avec une ensileuse équipée de lames adaptée à la rigidité des fibres, puis mis en andains, *i.e.* en bande sur le sol, avec un andaineur ;
- pendant 10 à 20 jours, les andains sont laissés au sol pour achever leur séchage et rouissage, pendant lequel l'humidité et l'activité biologique du sol affinent et assouplissent les fibres ;
- au terme du rouissage, les andains sont mis en balles avec une ramasseuse-presseuse, puis chargées et transportées par tracteur à leur lieu de valorisation.

Une irrigation peut être mise en place en cas de sécheresse pour couvrir les besoins en eau de la culture (30 à 40 mm d'eau par tonne de paille, en supposant un rendement standard de 8 t/ha). Néanmoins, et en particulier dans le cas d'un sol construit de type LORVER, l'irrigation est supposée non nécessaire⁴⁹ : l'horizon hydrique constitué à partir de boues papetières sert à constituer d'importantes réserves en eau. Les traitements phytosanitaires ne sont généralement pas nécessaires, car le chanvre est une espèce résistante, et contrairement aux cultures annuelles conventionnelles, faisant l'objet d'une sélection importante des semences, le chanvre semé présente une forte diversité génétique.

Les apports d'engrais servent à compenser les exportations de nutriments liées à la récolte. Ces dernières sont estimées autour de 70 kg-N, 50 kg-P₂O₅ et 20 kg-K₂O (Boutin et al., 2006). Par défaut, ces apports sont supposés être réalisés sous forme minérale. Dans le cas d'une parcelle LORVER, les économies de fertilisation et le risque de lessivage de nutriments liés au compost sont imputés au sol construit (cf. Chapitre III.C.5.c)).

Parcelle TTCR

Le taillis en très courte rotation (TTCR) consiste à utiliser des plançons, *i.e.* des tiges de peuplier de 20 cm de longueur environ, comme point de départ d'une culture de peuplier à très forte densité (8 000 à 11 000 individus par ha), récoltée tous les 2 à 3 ans.

⁴⁹ Pour des cultures où une irrigation serait nécessaire, le rôle des boues papetières pourrait être valorisé en économies d'irrigation.

Après implantation, dans des conditions favorables, ces plançons développent des racines et des feuilles leur permettant de devenir des individus à part entière, présentant le même patrimoine génétique que l'individu ayant fourni les plançons⁵⁰. L'itinéraire technique du peuplier en TCR consiste essentiellement en :

- une préparation adéquate du terrain pour faciliter l'implantation des peupliers et minimiser la concurrence relative à la végétation spontanée (adventices) ainsi que les dégâts occasionnés par le gibier (lapins, grands mammifères) ;
- l'installation des plançons, dont la repousse assure le développement de nouveaux individus ;
- l'exploitation de la parcelle sur une durée de 20 à 30 ans, avec un nombre de cycles culturels (donc de récoltes) dépendant de leur durée.

Cette exploitation consiste surtout en des apports réguliers de fertilisants lors des premières années d'un cycle culturel, quand la taille des arbres permet le passage des engins agricoles, puis leur récolte par simple coupe. La base des plançons initiaux et les racines qu'ils ont développées étant laissées sur place, ils permettent le redéveloppement des individus pour un nouveau cycle culturel. Les apports de fertilisants sont maintenus de façon à compenser les exportations de nutriments occasionnés par les récoltes.

Le Tableau 25 reprend les principales étapes d'une culture en TCR, sur la base d'un guide de bonnes pratiques (Dimitriou et Rutz, 2015). La durée choisie pour un cycle culturel est de trois ans, car au-delà, (1) la compétition entre les arbres pour les ressources fait diminuer significativement la production annuelle de biomasse (Berthelot et Gavaland, 2007) et (2) le diamètre des troncs devient trop grand pour permettre une récolte avec des équipements agricoles. L'étude porte sur une durée d'exploitation de 20 ans, soit près de sept cycles culturels.

Tableau 25 : Itinéraire technique relatif aux cultures en TCR (AILE, 2007; Dimitriou et Rutz, 2015)

N-1 : Automne	Labour (élimination des adventices)
N-1 : Hiver	Récolte des plançons et conditionnement à -4°C
N : Avril	Travail du sol Plantation en rangées distantes de 2m, densité : 1 plançon tous les 45 cm Désherbage total : 1 à 2 applications d'herbicide ou <u>un ou plusieurs faux semis</u> (si les adventices dépassent 8 cm) Fertilisation quand les plançons sont suffisamment développés : 150-400 kg-N (max. 120-150/ha.an), 180-250 kg-K (40/ha.an), 24-40 kg-P (15-40/ha.an)
N+1	Fertilisation
N+2 : Hiver	Récolte après la chute des feuilles, quand le sol est suffisamment portant (concentre 50-80% des coûts de production) : entre 5 et 18 tMS/ha/an
N+3 : Printemps	Fertilisation
N+4 : Printemps	Fertilisation
N+5 : Hiver	Récolte
...	
N+20 : Hiver	Dernière récolte : possibilité de changer de culture ou de clones Labour / désouchage pour la mise en place d'une autre culture

⁵⁰ L'ensemble des individus ayant le même patrimoine génétique est appelé un clone. Ce mode de culture est privilégié par rapport à la reproduction sexuée des arbres – basée essentiellement sur le développement de graines – car il permet un développement plus rapide des individus, au détriment de la diversité génétique.

La maîtrise de la végétation spontanée est essentielle au moment de l'implantation des plançons : si les adventices prennent de vitesse ces derniers, le rendement final en biomasse peut être significativement affecté. C'est pourquoi un traitement phytosanitaire est généralement appliqué. Une régulation alternative des adventices, plus socialement acceptable et couramment utilisée en agriculture biologique, est le travail mécanique du sol avec un ou plusieurs faux semis, *i.e.* travaux superficiels du sol pour stimuler la croissance des adventices quelques semaines avant le semis avec un déchaumeur, suivis de leur destruction mécanique au moment du semis avec une herse étrille (Rodriguez et Vuillemin, 2014).

A ce stade, plusieurs remarques sont de mise :

1. dans le cas du sol construit, on peut supposer que la végétation spontanée n'est pas une menace majeure : le stock de graines présent dans le compost et dans la terre de biopile est généralement assez faible. Le labour préliminaire (année N-1) est donc éliminé.
2. il serait pertinent, à l'avenir, de comparer l'itinéraire technique conventionnel présenté ici (traitements chimiques / mécaniques) avec d'autres techniques agricoles (paillage, mulching), en termes d'intrants, mais aussi en termes d'impacts sur la biodiversité. En effet, même s'ils ne sont réalisés qu'un nombre restreint de fois sur l'ensemble de l'exploitation, les labours souvent préconisés impactent lourdement la biodiversité du sol et peuvent compromettre le bénéfice associé à l'écosystème forestier mis en place (IBIS, 2010).



Figure 33 : Récolte et broyage de biomasse ligneuse en TCCR avec une ensileuse équipée d'une tête de récolte adaptée (image de Dimitriou I. (Dimitriou et Rutz, 2015))

La biomasse est récoltée avec une ensileuse équipée de lames adaptées, qui la broie directement au fur et à mesure avant de l'accumuler dans une benne agricole mobile, comme illustré par la Figure 33. Pour des applications de bioénergie par combustion directe ou pyrolyse, elle ne peut néanmoins pas être utilisée en l'état, du fait de son taux d'humidité, souvent compris entre 40 et 60% (Dimitriou et Rutz, 2015) : elle nécessite un séchage préliminaire avant sa valorisation.

En séchage passif (*i.e.* sans circulation forcée d'air) et à l'abri des précipitations, l'humidité peut descendre en dessous de 30% au bout de quatre à six mois. Cette technique est privilégiée par rapport au séchage actif, beaucoup plus rapide (quelques jours) mais consommateur d'énergie.

Equipements, intrants et données EcoInvent utilisés

Le Tableau 26 reprend les principaux équipements et intrants utilisés pour la culture du chanvre et du peuplier en TTCR, ainsi que leur description dans les bases de données EcoInvent. Dans le cas de la récolte du chanvre, les données EcoInvent disponibles décrivent une faucheuse conventionnelle, et ne tiennent pas compte du besoin de lames adaptées pour couper les tiges de chanvre, plus résistantes que les tiges de céréales. Dans le cas du TTCR, la récolte de la biomasse sur 1 ha est supposée réalisable en 40 min. Dans les deux cas, la biomasse est transportée par tracteur vers un hangar, supposé à une distance de un kilomètre, en attendant sa livraison chez l'utilisateur (hors périmètre).

Le hangar de stockage de la biomasse est considéré ici comme une construction en dur, faute de données sur une construction plus légère. Sa durée de vie moyenne est de 50 ans, et sa capacité de stockage supposée est de 5 t/m². Dans le cas du chanvre, les balles de paille sont stockées un mois ; pour le broyat de TTCR, le stockage dure quatre mois, le temps de parfaire le séchage des copeaux.

Tableau 26 : Données EcoInvent utilisées pour modéliser les cultures du chanvre et TTCR.

Opération agricole	Equipement utilisé	Fiche EcoInvent	Utilisation par la culture	
			Chanvre	TTCR
Labour	Tracteur + herse rotative	Tillage, harrowing, by rotary harrow {CH}	✓	✓
Faux semis	Cultivateur + Herse étrille	Tillage, harrowing, by spring tine harrow {CH}	✓	✓
Plantation		Planting {CH} processing	✓	✓
Fertilisation	Epandeur d'engrais	Fertilising, by broadcaster {CH}	✓	✓
Fauchage	Faucheuse	Mowing, by rotary mower {CH}	✓	
Andainage	Andaineuse	Swath, by rotary windrower {CH}	✓	
Mise en balles	Ramasseuse-presseuse	Baling {CH} processing	✓	
Chargement des balles	Tracteur	Bale loading {CH}	✓	
Récolte et broyage (TTCR)	Ensileuse équipée de lames adaptées	Wood chipping, chipper, mobile, diesel, at forest road {RER}		✓
Transport jusqu'au lieu de stockage	Tracteur + benne agricole	Transport, tractor and trailer, agricultural {CH}	✓	✓
Lieu de stockage	Hangar	Shed {CH}	✓	✓

b) Emissions agricoles et autres impacts

Emissions liées à l'érosion

Les émissions liées aux intrants agricoles sont considérées conformément aux recommandations de Ecolnvent (Nemecek et al., 2014). En particulier, les pertes de sol sont évaluées grâce à l'Equation Universelle de Perte de Sol (Renard et al., 1997; Wischmeier and Smith, 1978).

Cette équation considère les quantités de sol érodées comme le produit de plusieurs facteurs dépendant respectivement des contraintes climatiques (R), des propriétés du sol (K), de sa topographie (LS) et du type de couvert végétal et des techniques de travail du sol mises en place (c). Les paramètres utilisés dans cette thèse et les résultats obtenus sont résumés dans le Tableau 27.

Tableau 27: Calcul de l'érosion potentielle sur les sols étudiés, à partir de leurs paramètres structuraux (OMAFRA Engineering, 2015; Panagos et al., 2014, 2015c; Wischmeier and Smith, 1978)

Paramètre	Equation	Sol construit LORVER		Sol initial de la friche	
		Chanvre	TTCR	Chanvre	TTCR
Perte de sol estimée (t/ha/an)	$R \cdot K \cdot LS \cdot c$	0,1	0,03	0,57	0,18
Facteur d'érosivité R (MJ*mm/ha/h.an)	$(0,0483 \cdot P^{1,61})$	2100	2100	2100	2100
Précipitations annuelles (mm/an)	(P)	760	760	760	760
Facteur d'érodibilité K (t*h/MJ/mm)	$(2,1 \cdot 10^{-4} \cdot M^{1,14} \cdot (12 - OM) + 3,25 \cdot (s - 2) + 2,5 \cdot (p - 3)) / 100 \cdot 0,1317$	0,0015	0,0015	0,008	0,008
Taux de matière organique (%)	OM	11%	11%	10%	10%
Facteur de texture M (-)	$((m_i \cdot (100 - m_c))$	2953	2953	4940	4940
Teneur en argiles (%)	m_c	7,2%	7,2%	5%	5%
Teneur en limons et sable très fin (%)	m_i	31,8%	31,8%	52%	52%
Classe de structure de sol s	s	1 (structure très fine)			
Classe de perméabilité p	p	4 (texture sablo-limoneuse)			
Facteur de pente (-)	LS	0,09	0,09	0,09	0,09
Facteur de culture (-)	c	0,38	0,123	0,38	0,123

Ces résultats sont basés sur les données et hypothèses suivantes sont considérées :

- données pluviométriques de la station proche de Metz-Frescaty ;
- caractéristiques des terres traitées et composts utilisés sur un projet similaire de construction de sol (Séré, 2007), sur la base d'une composition de 11% de matière organique pour l'horizon de surface ;
- pente du sol construit très proche de 0% ;

- culture de chanvre assimilée à un maïs, faute de données spécifiques au couvert assuré par le chanvre (Panagos et al., 2015a).
- pour la culture de peuplier en TTCR, le facteur de culture c , diminue dans le temps au fur et à mesure de la croissance des arbres. Si l'on ne considère pas l'effet du labour⁵¹, il est de 0,175 la première année d'un cycle cultural, 0,12 la seconde, 0,075 la troisième, et pourrait descendre sous 0,003 au bout de 10 ans sans autre perturbation (Borrelli et al., 2016). La valeur moyenne de c sur 3 ans est considérée.

Il est à noter que le facteur d'érodibilité K calculé est extrêmement faible, comparé aux valeurs généralement trouvées, comprises entre 0,01 et 0,055 voire plus (Panagos et al., 2014). Cela est très certainement dû à la forte teneur en matière organique induite par l'apport important de compost. Avec une teneur en MO plus faible (4% au lieu de 11), la perte de sol serait de 1,4 t/ha/an ; elle resterait néanmoins relativement faible, comparée aux pertes couramment rencontrées (Panagos et al., 2014).

Pour une parcelle agricole conventionnelle, fautes de données sur les propriétés du sol utilisé, les données régionales sur l'érosion sont retenues (Service de l'observation et des statistiques, 2015) (Tableau 28). Toutefois, ces données ne tiennent pas compte de la diversité des couverts (forestier, agricole, artificialisé), en particulier du fait que la région Lorraine est couverte à 37% par de la forêt (Inventaire Forestier National, 2010). L'érosion d'une parcelle agricole est estimée ainsi :

- pour chaque niveau d'érosion (*e.g.* 10-20 t/ha/an), le niveau intermédiaire (*e.g.* 15 t/ha/an) est sélectionné comme proxy. Pour la catégorie >20 t/ha/an, la valeur de 20t/ha/an est sélectionnée en hypothèse basse ; en hypothèse haute une valeur de 100t/ha/an est retenue ;
- les niveaux les plus faibles d'érosion sont attribués aux forêts (Panagos et al., 2015a), qui sont retirées du bilan ;
- l'érosion moyenne d'une parcelle agricole lorraine est calculée en faisant la moyenne pondérée par les surfaces concernées des proxys retenus.

Ainsi, en hypothèse basse, l'érosion retenue est de 2,04 t/ha/an ; en hypothèse haute, elle est de 2,14 t/ha/an. C'est cette dernière qui est retenue dans l'évaluation des impacts potentiels pour une exploitation de chanvre. Pour une exploitation de TTCR, elle est corrigée en tenant compte du facteur de couvert différent (0,123 au lieu de 0,38). Elle est alors égale à $2,14 \times 0,123 / 0,38 = 0,69$ t/ha/an.

⁵¹ Cette hypothèse est acceptable dans la mesure où le sol n'est travaillé qu'à l'implantation de la parcelle, et éventuellement à son changement d'usage, 20 ans plus tard.

Tableau 28 : Données régionales de perte de sol par érosion hydrique (Service de l'observation et des statistiques, 2015)

Pertes en t/ha/an	Surfaces concernées par les pertes en terre par érosion hydrique															
	> 20		10-20		5-10		2-5		1-2		0,5-1		0-0,5		Total	
Régions	1000 km ²	%	1000 km ²	%	1000 km ²	%	1000 km ²	%	1000 km ²	%	1000 km ²	%	1000 km ²	%	1000 km ²	%
Alsace	0,1	0,8	0,1	1,2	0,2	2,6	0,6	7,0	0,8	9,9	1,1	13,2	5,4	65,3	8,3	100
Aquitaine	0,8	1,9	1,3	3,1	1,8	4,4	3,5	8,3	2,9	7,0	2,9	6,9	28,5	68,4	41,6	100
Auvergne	<0,1	0,1	0,1	0,4	0,4	1,5	1,2	4,7	1,9	7,1	3,3	12,5	19,2	73,6	26,1	100
Basse-Normandie	0,1	0,5	0,5	2,7	1,2	6,6	2,1	11,6	1,3	7,6	2	11,6	10,5	59,4	17,7	100
Bourgogne	0,2	0,6	0,5	1,6	1,1	3,4	2,2	7,1	2,5	8,0	3,3	10,5	21,9	68,9	31,8	100
Bretagne	<0,1	0,2	0,5	2,5	1,6	7,8	3,1	15,5	1,7	8,3	1,1	5,5	12,3	60,3	20,3	100
Centre	0,1	0,3	0,7	1,7	2,4	6,2	7,2	18,2	3,9	9,9	2,5	6,3	22,7	57,3	39,6	100
Champagne-Ardenne	0,2	0,9	0,5	1,8	1	3,9	2	7,8	2	7,7	2,9	11,2	17,1	66,7	25,7	100
Corse	<0,1	0,6	0,1	0,9	0,1	1,3	0,4	5,0	0,7	8,2	1,2	13,9	5,9	70,1	8,5	100
Franche-Comté	<0,1	0,1	0,1	0,6	0,2	1,4	0,6	3,5	0,8	4,8	1	5,9	13,7	83,7	16,3	100
Haute-Normandie	0,1	1,1	0,4	2,9	1,1	9,2	2,8	22,6	1,2	9,7	0,9	7,4	5,8	47,2	12,3	100
Ile-de-France	<0,1	0,3	0,3	2,2	0,8	6,8	2,1	17,0	1,1	8,8	0,8	6,4	7	58,4	12,1	100
Languedoc-Roussillon	0,7	2,5	0,7	2,5	1	3,5	1,6	6,0	1,8	6,7	3,3	11,9	18,4	66,9	27,5	100
Limousin	<0,1	0,1	0,1	0,5	0,2	1,3	0,7	4,0	0,5	3,1	0,9	5,5	14,6	85,6	17,1	100
Lorraine	<0,1	0,1	0,1	0,6	0,6	2,4	2,2	9,2	2,4	10,0	2,7	11,5	15,7	66,3	23,7	100
														29,6	15,0	63,3
Midi-Pyrénées	0,7	1,3	1,5	3,0	2,6	5,0	6,5	12,5	5,3	10,1	5,4	10,3	30,3	57,9	52,3	100
Nord - Pas-de-Calais	0,1	0,7	0,5	4,0	1,5	12,0	2,4	19,1	1,2	9,7	1	8,0	5,8	46,6	12,4	100
Pays de la Loire	0,1	0,3	0,6	1,8	2	6,3	4,9	15,2	3,3	10,4	2,9	8,9	18,4	57,0	32,3	100
Picardie	0,3	1,4	1,2	6,1	2,4	12,4	3,8	19,3	1,6	8,2	1,4	7,3	8,8	45,3	19,4	100
Poitou-Charentes	0,1	0,2	0,2	0,8	0,8	2,9	2,3	8,7	2,2	8,4	2,9	11,1	17,6	67,9	25,9	100
Provence - Alpes Côte d'Azur	0,2	0,6	0,2	0,7	0,5	1,5	1,1	3,6	1,4	4,5	1,6	5,2	26,4	84,0	31,4	100
Rhône-Alpes	0,5	1,2	0,6	1,4	1,1	2,5	3	6,6	3,6	8,0	5	11,1	31,1	69,2	44,9	100
Toutes régions	4,4	0,8	10,7	2,0	24,6	4,5	56,2	10,3	44,1	8,1	50,1	9,2	357,1	65,3	547,2	100
Remarque : Les données en rouge sont les contributions des surfaces à la surface totale, après leur avoir retranché la surface forestière, en supposant que cette dernière présente le risque le plus faible d'érosion																

Prélèvement de métaux par les plantes

Conformément aux recommandations faites par Ecolnvent, le prélèvement en éléments traces métalliques par les plantes est évalué (Nemecek et al., 2014). Ce dernier permet, sur certains sites contaminés, de nettoyer les sols (phytoextraction). Le Tableau 29 et le Tableau 30 reprennent les concentrations en ETM dans les plantes récoltées, selon qu'elles poussent sur un sol sain ou sur un sol contaminé. Le prélèvement total de métaux par les plantes est calculé en multipliant ces concentrations par la quantité de biomasse récoltée.

Le devenir de ces métaux dans les procédés aval n'est pas considéré, pas plus que leur éventuel intérêt, en faibles concentrations, pour la santé des plantes. Néanmoins, les concentrations potentiellement plus fortes de métaux dans les plantes poussant sur un site contaminé ne semblent pas de nature à disqualifier la biomasse produite pour les applications industrielles prévues dans le projet LORVER :

- le chanvre est valorisé par explosion à la vapeur⁵², qui génère des condensats dans lesquels se retrouvent une partie des métaux prélevés par les plantes. Les fibres sont ainsi partiellement nettoyées de leurs métaux, et les condensats pourraient être valorisés pour en extraire les métaux d'intérêt (Menana, 2015).

Le principal débouché investigué de la biomasse ligneuse est la pyrolyse, par laquelle l'essentiel des métaux se retrouvent dans les cendres, en particulier les plus fines (Nzihou et Stanmore, 2013).

Tableau 29 : Concentrations en éléments traces métalliques dans les tiges de chanvres acquises dans le cadre du projet auprès de trois exploitations agricoles, en mg/kg de matière sèche, mesurées par ICP-MS

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Zn
A	0,0	0,5	0,1	1,4	2,2	0,0	42,7	2,2	3,9
B	0,0	0,8	0,1	1,3	3,6	0,0	74,8	2,1	6,3
C	0,1	0,9	0,1	1,9	2,0	0,1	51,8	1,5	4,3
Moyenne	0,0	0,8	0,1	1,5	2,6	0,0	57,7	1,9	4,9
Ecart-type	0,0	0,2	0,0	0,4	1,0	0,0	17,7	0,6	1,4

Tableau 30: Concentrations en éléments traces métalliques dans la biomasse ligneuse récoltée, en mg/kg de matière sèche (Chalot et al., 2012), et utilisation dans les différents scénarii

Source	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Utilisation
Référence	0,80	1,91	4,23	6,05	1,11	33,24	(a,b)
Phytoremédiation	5,89	10,80	19,47	13,06	20,61	288,5	(c)

(a) Parcelle agricole ou avec terre végétale ; (b) Sol construit LORVER ; (c) Friche sans sol construit

⁵² Le principe de l'explosion à la vapeur est le suivant : (1) après un prétraitement chimique, le chanvre est inséré dans une enceinte où il est exposé à de la vapeur d'eau à haute pression pendant quelques temps ; (2) l'ouverture brutale de la valve d'explosion provoque la détente quasi-instantanée de la vapeur dans une enceinte attenante, l'éjection et l'éclatement des fibres de chanvre ; (3) les fibres, dissociées les unes des autres et du reste de la structure de la tige de chanvre, peuvent être valorisées.

Lessivage des polluants de la friche

La friche sur laquelle est mise en place le sol construit présente des pollutions en métaux lourds et en hydrocarbures, du fait de son activité sidérurgique passée. Ces dernières, ainsi que leur mobilité vers les eaux souterraines ont déjà été évaluées, notamment par des essais en colonne (Hanser, 2015).

Ainsi, une teneur moyenne supérieure à 2500 mg/kg de sol est reportée pour les 16 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ciblés réglementairement. En outre, le Tableau 31 résume les concentrations moyennes retenues pour différents HAP dans les percolats. D'autres HAP ont été quantifiés dans les travaux de Hanser (2015), mais leurs impacts potentiels sur l'environnement ne peuvent pas être estimés en ACV, faute de facteurs de caractérisation appropriés.

Le flux de polluants émis vers les eaux souterraines est quantifié en multipliant ces concentrations par le flux d'eau susceptible d'atteindre la nappe après avoir traversé le sol contaminé. Pour simplifier, ce dernier flux d'eau est estimé en supposant :

- en l'absence de sol construit : un lessivage intégral des précipitations tombant sur la friche (760 mm/an) ;
- en présence d'un sol construit : une rétention intégrale des précipitations, du fait de la très forte capacité de rétention en eau des boues papetières.

Tableau 31 : Concentrations moyennes retenues en HAP dans les percolats récoltés sur des sols contaminés, exprimées en µg/L de percolat (Hanser, 2015)

HAP dosé	Concentration (µg/L de percolat)
Naphtalène	0,068
Acénaphthylène	0,962
Acénaphtène	0,001
Fluorène	0,011
Phénanthrène	0,0105
Anthracène	6,078
Fluoranthène	0,077
Pyrène	0,065
Benzo(a)anthracène	0,065
Chrysène	0,045
Benzo(b)fluoranthène	0,109
Benzo(k)fluoranthène	0,097
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,1
Benzo(g,h,i)pérylène	0,001
Dibenz(a,h)anthracène	0,001
Dibenzofurane	0,009
Anthraquinone	3,681
Quinoline	0,005
Acridine	0,396
Carbazole	0,114
Total	11,896

Ces deux scénarii très contrastés peuvent tendre à surestimer la stabilisation des polluants attendue du sol construit. Néanmoins, ils permettent de déterminer si cette stabilisation est significative au regard de l'ensemble du cycle de vie du système. Par ailleurs, même s'ils ne sont pas réalistes vis-à-vis des quantités d'eau partant à la nappe, il convient de se rappeler que ce biais est faible, comparé aux incertitudes sur les concentrations de polluants dans les eaux lessivées.

Stabilisation des polluants des matériaux par la construction de sol

De même que la mobilité des polluants de la friche, celle des polluants potentiellement présents dans les matériaux utilisés en construction de sol mérite une attention particulière. En effet, l'approche couramment développée en ACV est de considérer les apports de métaux sur une parcelle comme une émission de métaux vers le sol (Nemecek et al., 2014). Or cette approche peut ne pas être pertinente pour un sol construit : on n'augmente pas la teneur en polluants d'un sol – augmentation sur laquelle se basent les évaluations d'impacts (Rosenbaum et al., 2008) – mais on crée le sol.

D'importantes quantités de métaux peuvent être apportés, mais être (1) parfaitement stabilisés dans le sol construit (Séré, 2007), et (2) inférieures aux teneurs couramment présentes dans les sols locaux. Ces phénomènes sont regroupés derrière l'effet « Sol construit », qui vise traduit la moindre toxicité des polluants présents dans le sol construit.

Dans cette thèse, cet effet est estimé en retranchant les quantités métaux qui seraient présentes dans un sol naturel aux apports de métaux liés au sol construit. Les concentrations retenues sont les valeurs médianes pour les sols agricoles de la vallée de la Moselle, d'après la Base de Données nationale sur les Éléments Trace Métalliques (Duigou et Baize, 2010), résumées dans le Tableau 32.

Tableau 32 : Teneurs médianes en ETM pour la vallée de la Moselle (Duigou et Baize, 2010), retenues pour comparaison avec les teneurs en ETM des sols construits

Élément chimique	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Teneur médiane (mg/kg de sol sec)	0,1	48,5	16,8	0,03	33,1	31,5	80,9

Services écosystémiques des sols construits

Les services écosystémiques rendus par les sols construits sont évalués en fonction de leurs propriétés ; ils diffèrent de ceux que rendraient un sol de forêt mature, qui est l'écosystème de référence pour le calcul des impacts d'un usage des sols sur les services écosystémiques (cf. Chapitre I.D.1). Les facteurs de caractérisation permettant le calcul de ces impacts sont définis comme la différence entre ces deux niveaux de service (Tableau 33).

- Erosion : les flux de perte de sol utilisés sont (1) pour l'exploitation agricole : ceux calculés dans le Chapitre III.C.6.b) ; (2) pour l'écosystème de référence : supposées négligeables ;
- Filtration physico-chimique : ce service est estimé grâce à la capacité d'échange cationique (CEC)⁵³ effective des 30 premiers cm de sol (Beck et al., 2010). Pour le sol construit, elle est calculée grâce à l'Équation 8, où T et H sont respectivement le taux d'argile (7,2%) et d'humus (11%) du sol construit, et c un facteur de correction tenant compte du pH du sol et de son

⁵³ Ce paramètre de la qualité des sols représente la quantité de cations qu'un sol peut retenir, soit pour les maintenir disponibles pour les plantes (fertilité chimique), soit pour limiter la migration de cations métalliques polluants (stabilisation).

imperméabilisation. Pour un pH supérieur à 6,5 et un couvert très peu imperméabilisé, $c = 95\%$ (Beck et al., 2010). Alors, la CEC effective du sol construit est de 15,7 cmol/kg-sol. *A contrario*, la CEC mesurée pour le sol de friche actuellement en place est de 9,9 cmol/kg-sol (Gossiaux et Guimont, 2013c). Cette CEC est retenue comme référence pour le sol de friche. Pour les parcelles agricoles conventionnelles, les facteurs de caractérisation développés par Cao et al., propres au contexte national français, sont utilisés (Cao et al., 2015).

Équation 8 : Calcul de la capacité d'échange cationique en fonction des propriétés du sol

$$CEC_{eff} \left[\frac{mmol_c}{kg_{sol}} \right] = c * (46 + 3.4 * T[\%] + 8.6 * H[\%])$$

Pour les autres indicateurs, les facteurs de caractérisation retenus sont les facteurs génériques de Cao et al. pour la France, quand ils sont disponibles, ou des proxys (Cao et al., 2015; de Baan et al., 2012; Milà i Canals et al., 2007). Les parcelles TTCR sont assimilées à des écosystèmes forestiers exploités intensivement, tandis que les parcelles Chanvre sont assimilées à des cultures annuelles.

Tableau 33 : Synthèse des facteurs de caractérisation retenus pour l'occupation d'un sol construit

Impact	Unité	Facteur de caractérisation					
		Chanvre			TTCR		
		Sol construit	Friche	Sol sain	Sol construit	Friche	Sol sain
Erosion	t sol/ha.an	0,1	0,57	2,14	0,03	0,18	0,69
Filtration physicochimique	cmol/kg-sol	-5,8	0	0,84	-5,8	0	0,84
Usage des sols	kg C deficit/m²an	9,7			2		
Perte de biodiversité spécifique	PLF	0,42			0,18		
Carbone organique (sols)	tC.an/ha.an	22,34			0		
Filtration mécanique	m³/m²an	5,63					
Recharge de la nappe phréatique	m³/m²an	1,11					
Stockage carbone	tC/ha.an	0,57					

D. Synthèse

Ce chapitre présentait les principales données et hypothèses utilisées pour évaluer les impacts environnementaux d'une filière de construction de sol à partir de déchets (LORVER) et une filière concurrente adaptée au contexte lorrain (REF). Les unités fonctionnelles retenues pour l'ensemble des scénarii sont les suivantes :

- ✓ *Rétablir une activité sur un hectare de friche permettant sa réhabilitation à long terme ;*
- ✓ *Assurer une production de biomasse d'intérêt industriel équivalente à 20 ans de production rentable sur un hectare de sol agricole classique ;*
- ✓ *Assurer l'élimination ou la valorisation des déchets industriels inertes ou non dangereux produits localement, par un procédé de construction de sol ou alternatif.*

Les principales données collectées dans le cadre du projet portent sur la quantité et la nature des matériaux, les distances parcourues depuis leur site de production jusqu'à leur site d'élimination, les techniques d'élimination, les économies potentielles d'intrants liées au recyclage de certains déchets, les pratiques agricoles nécessaires à la culture, les polluants présents dans les matériaux ou dans le sol de la friche – et susceptibles d'être mobilisés.

Deux cultures différentes sont étudiées : le chanvre et des ligneux en taillis très courte rotation. Le Tableau 34 reprend les principales caractéristiques des scénarii.

Tableau 34 : Rappel des principales hypothèses des scénarii LORVER et REF, selon les cultures étudiées

	Chanvre		TTCR	
	LORVER	REF	LORVER	REF
Friche				
Construction de sol	✓		✓	
Devenir des polluants	Stabilisés	Lessivés	Stabilisés	Lessivés
Déchets				
Distance moyenne du site d'élimination (km)	71	6	100	14
Masse déchets (t)	12 620	12 620	15 370	15 370
Inertes	Sol construit	ISDI	Sol construit	ISDI
Boues papetières	Sol construit	Epandage (chaux évitée)	Sol construit	Epandage (chaux évitée)
% massique	20%	20%	45%	45%
Devenir des polluants	Sol « forestier » / Eaux souterraines	Sol agricole / Eaux de surface	Sol « forestier » / Eaux souterraines	Sol agricole / Eaux de surface
Exploitation agricole				
Rendement agricole (t-MS/ha*an)	7	0,7	10	2
Manque à gagner produit ailleurs		✓		✓

La valorisation de la biomasse produite, les procédés ayant généré les déchets sont exclus du périmètre de l'étude, car ils augmentent la complexité de l'ACV sans aider à atteindre l'objectif de cette thèse : l'évaluation de la valeur ajoutée d'un sol construit.

Du fait de la simplicité relative des procédés étudiés, l'essentiel des données de consommation d'intrants / ressources ou d'émissions de polluants sont évalués grâce à des données EcolInvent (version 3). Si nécessaire, les hypothèses associées à ces données ont été adaptées pour mieux correspondre aux besoins de la thèse (réhabilitation de sols après un site minier ou d'enfouissement de déchets, compostage). Les données non mesurables directement, en particulier pour l'érosion des sols, ont été évaluées en suivant les recommandations d'EcolInvent.

Les hypothèses utilisées pour évaluer certains flux (e.g. polluants de la friche) restent très simplificatrices et comportent de fortes incertitudes. En effet, pour chaque aspect (e.g. mobilité des polluants), une évaluation précise aurait nécessité beaucoup de données, dont certains étaient encore indisponibles au moment de la rédaction de cette thèse. Plutôt que de choisir arbitrairement un aspect à étudier en détail, cette thèse privilégie donc un périmètre large et l'étude de plusieurs scénarii.

Ainsi, le Tableau 35 résume les paramètres et hypothèses modifiées lors d'analyses de sensibilité et d'incertitudes. Ils sont répartis en trois problématiques principales (Logistique des matériaux, Valorisations, Emissions de polluants). Les distributions de probabilité des paramètres contrôlant des scénarii à plusieurs paramètres (construction de sol, nature des matières organiques, épandage de boues papetières) sont ajustées de façon à ce que les scénarii détaillés (e.g. sol construit avec compost et présentant un risque de lessivage des nutriments) soient équitablement représentés.

Tableau 35 : Résumé des hypothèses et paramètres modifiés dans les analyses de sensibilité et d'incertitude.

Paramètres	Scénarii		
Sol construit	Oui		Non
Rendement sur friche sans sol construit ¹	10-20%		100%
Logistique (12 scénarii)			
Utilisation d'une zone de transit	Oui		Non
Retour à vide ²	Non		Oui
Distance parcourue par les inertes (km)	0	50	100
Valorisation des matériaux (36 scénarii)			
Valorisation des boues papetières	Epandage		Compostage
Type de chaux économisée par l'épandage	Vive (CaO)		Eteinte (Ca(OH) ₂)
Nature des matières organiques	Compost		Déchets verts
Lessivage des nutriments du compost ³	0%		10%
Inertes : valorisations alternatives	ISDI	Carrière	Granulat
Polluants (8 scénarii)			
Polluants de la friche immobilisés par le sol construit	Oui		Non
Teneurs en polluants des matériaux ⁴	100%		50%
Effet « Sol construit » stabilisant les métaux apportés	Non		Oui

Lecture : Les paramètres résumés dans ce tableau sont testés de façon indépendante, sauf dans le cas des cellules colorées. Par exemple, étudie-t-on un sol construit ? Si non, quel rendement peut-on atteindre ?

¹ En pourcentage du rendement atteignable sur une parcelle LORVER ou agricole classique

² Retour à vide simulé par une charge à 50% des camions

³ Lessivage des nutriments modélisé comme un flux de nutriments vers la nappe et une augmentation des besoins en fertilisation

⁴ Les teneurs en polluants varient soit entre 0 et 50% de leurs valeurs limites, soit entre 0% et 100%, pour traduire deux niveaux de qualité différents des matériaux utilisés

Note : Du fait de l'approche soustractive (Chapitre II.B), la grande majorité des hypothèses sont attribuées au sol construit pour comparer des formulations différentes

Chapitre IV. Évaluation des impacts et interprétation

« Nous n'héritons pas de la terre de nos parents, nous l'empruntons à nos enfants. »

Antoine de Saint-Exupéry

Ce chapitre évalue les contributions de chaque étape du cycle de vie des scénarii étudiés dans l'étude de cas LORVER. Il en présente les résultats bruts globaux, puis compare ces résultats à la lumière des hypothèses réalisées et des étapes prépondérantes identifiées. Il fait ainsi ressortir les forces et faiblesses de LORVER, puis suggère d'évaluer les distances minimales que devraient parcourir les matériaux, sans construction de sol, pour que LORVER soit systématiquement avantageux.

A. Etapes prépondérantes et comparaison entre scénarii

Les contributions des différentes étapes du cycle de vie de chaque filière sont analysées en utilisant l'approche additive (cf. Chapitre II.B.1). De cette manière, la perte d'information liée à l'agrégation des données d'inventaire est minimisée. Les résultats présentés dans cette section sont ceux de l'exploitation de chanvre. Dans le cas d'une parcelle TTCR, bien que les impacts aient des degrés différents, les contributions de chaque étape suivent quasiment les mêmes tendances (cf. Annexe 3: Analyse des contributions des étapes du cycle de vie d'une culture de TTCR). Il en ressort plusieurs conclusions, développées ci-dessous. Les principaux contributeurs à chaque impact sont résumés dans le Tableau 36.

1. Analyse de contributions du scénario LORVER

La Figure 34 résume les contributions des différentes étapes du cycle de vie d'une exploitation de chanvre sur un sol construit de type LORVER.

a) Transport

Le transport des matériaux du site de production jusqu'au lieu de construction de sol est l'étape contribuant significativement au plus grand nombre d'impacts. Ces impacts sont liés aussi bien à la production (ressources énergétiques, destruction de la couche d'ozone, substances ionisantes, défrichement et artificialisation) et la consommation de carburant (ozone photochimique) qu'aux infrastructures routières (matières premières, particules fines).

On rappelle que le potentiel retour à vide des camions n'est pas comptabilisé, car les camions sont supposés être affectés à d'autres usages après avoir livré les matériaux, le trajet étant réalisé sur des axes routiers très fréquentés. Si cette hypothèse n'est pas confirmée, la plupart des impacts environnementaux de LORVER serait quasiment doublée.

b) Compost et stockage de carbone

Le compost contribue significativement aux impacts de la filière sur le climat, l'acidification des sols et eaux et à leur eutrophisation. En effet, la dégradation des déchets organiques lors du procédé de compostage est une source significative d'émissions de gaz à effet de serre (CO_2 , méthane), d'ammoniac et d'oxydes nitreux. Néanmoins, pour peu que le compost permette de réduire les besoins en fertilisation pendant l'exploitation, il permet une réduction importante des impacts sur les ressources minérales et hydriques (pour les engrais phosphatés).

Le stockage de carbone par la production de biomasse (environ 200 t- CO_2 pour 140 t de paille) est équivalent aux émissions nettes (*i.e.* compostage - économies d'engrais) imputées aux 320 t de compost utilisées pour construire l'horizon de surface.

Tableau 36 : Principaux contributeurs aux impacts en fonction des scénarii

Impacts	LORVER	REF
Impacts défavorables au scénario LORVER (surtout TTCR)		
Filtration mécanique	Chantiers	Agriculture
Erosion des sols	Transport	ISDI
Eutrophisation aquatique (eau douce)	Polluants	Polluants
Épuisement des ressources hydriques	Compost	Chaux évitée
Particules fines	Transport	Chaux évitée
Matières premières	Transport	Chaux évitée
Destruction couche d'ozone	Transport	Chaux évitée
Formation d'ozone photochimique	Transport	Chaux évitée
Energie primaire	Transport	Chaux évitée
Empreinte eau (rareté)	Compost	Chaux évitée
Prélèvement total d'eau	Compost	Chaux évitée
Radiations / Homme	Transport	Chaux évitée
Radiations / environnement	Transport	Chaux évitée
Recharge de la nappe phréatique	Transport	ISDI
Acidification des sols et eaux	Compost	Agriculture
Écotoxicité (eau douce)	Polluants	Polluants
Toxiques cancérigènes	Polluants	Polluants
Impacts favorables au scénario LORVER		
Toxiques non-cancérogènes	Polluants	Polluants
Eutrophisation terrestre	Compost	Epandage
Changements climatiques	Compost	Epandage
Défrichement d'espaces naturels	Transport	Agriculture
Usage des sols	Construction sol	Agriculture
Filtration physicochimique	Agriculture	Agriculture
Stockage de carbone	Agriculture	Agriculture
Épuisement ressources fossiles	Compost	Agriculture
Occupation des sols	Agriculture	Agriculture
Artificialisation des sols	Transport	ISDI
Carbone organique des sols	Agriculture	Agriculture
Perte de biodiversité spécifique	Agriculture	Agriculture
Eutrophisation aquatique (marine)	Polluants	Polluants
Remarque : Le bilan est valable aussi bien pour la culture de chanvre que pour la culture de TTCR.		

c) Apport et stabilisation de polluants par le sol construit

Les polluants résiduels apportés par les matériaux sont responsables de la quasi-totalité des impacts potentiels sur l'eutrophisation des eaux (phosphates et nitrates), et la santé environnementale (cuivre, zinc) et humaine (zinc, arsenic, chrome). Dans la pratique, les impacts réels seront donc certainement très inférieurs à ceux évalués ici car :

- il convient de rappeler ici le caractère approximatif des estimations des flux de métaux, du fait de la faible disponibilité des données ;

- une grande partie de ces métaux est certainement durablement stabilisée dans un sol construit, notamment du fait de sa forte teneur en matière organique – au demeurant responsable d'un gain conséquent dans la capacité de filtration physicochimique du sol – et du pH élevé induit par les boues papetières (Séré, 2007).

Néanmoins, faute d'une compréhension suffisamment fine de la chimie des sols construits, les facteurs de caractérisation génériques développés pour la méthode UseTox sont utilisés en dépit de leurs limites.

De même, le risque d'eutrophisation des eaux par un excès de nutriments apportés par les matériaux ne tient pas compte de la disponibilité effective de ces nutriments, ni de leur potentiel intérêt à terme pour la culture.

d) Fonctions écosystémiques des sols

Comme on pouvait s'y attendre, l'occupation des sols est l'apanage quasi-unique de l'exploitation agricole. De ce fait, cette étape est également la principale responsable de l'altération de certaines fonctions écosystémiques rendus par les sols :

- biodiversité : par rapport à un écosystème forestier mature, une exploitation agricole présente souvent une moindre diversité spécifique ;
- carbone organique des sols : les apports significatifs de compost permettent à l'horizon de surface du sol construit d'avoir de fortes teneurs initiales en carbone organiques. Néanmoins, des simulations avec le modèle RothC⁵⁴ ont démontré que ces teneurs atteignaient rapidement un niveau comparable à un sol agricole naturel (Séré, 2016) ;
- stockage de carbone : seul l'effet des pratiques agricoles (exportations de carbone empêchant l'augmentation du carbone organique des sols) est ici pris en compte. L'apport de carbone organique stable induit par les boues papetières est comptabilisé comme une absence d'émission de GES dans le scénario LORVER, par opposition au scénario REF, où leur dégradation / compostage est plus fortement émetteur de GES ;
- filtration physico-chimique : comme évoqué plus haut, la forte teneur en matière organique et le pH élevé du sol construit contribuent à stabiliser bon nombre de substances. Pour mémoire, il est supposé ici que l'écosystème de référence présente une capacité de filtration similaire à la friche (cf. Chapitre III.C.6.b)), afin de pallier le manque de données locales.

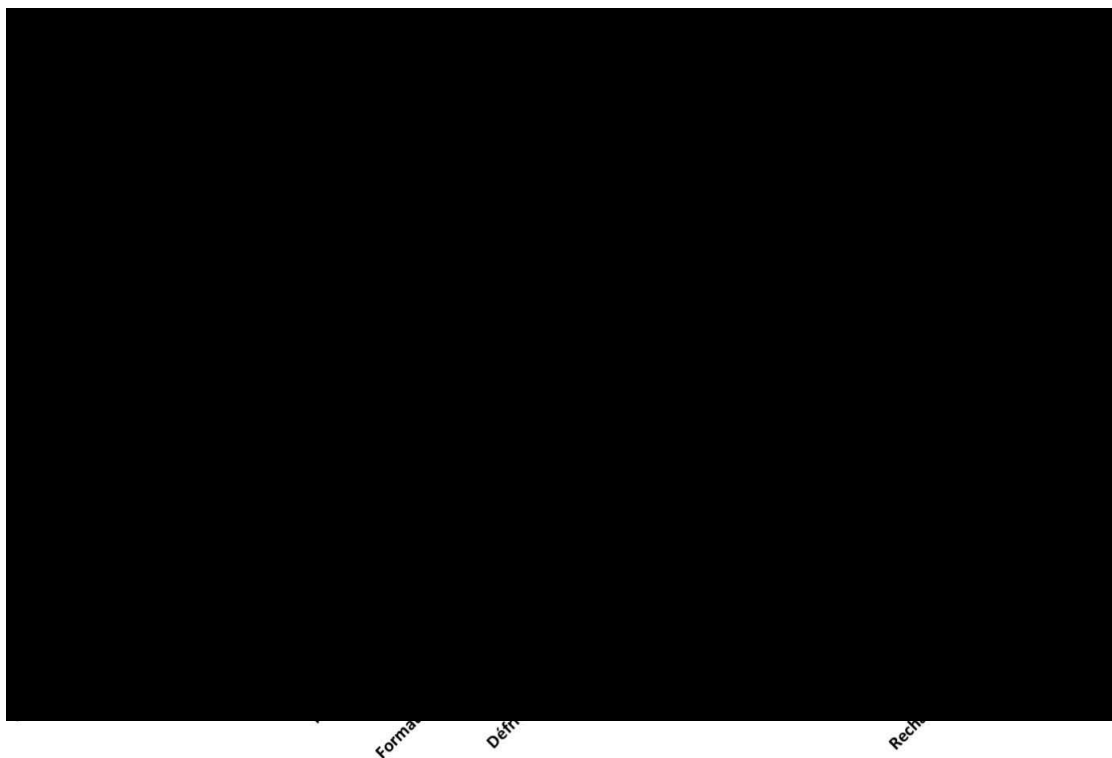
A contrario, les autres fonctions investiguées sont essentiellement altérées par l'artificialisation des sols :

- recharge de la nappe et filtration mécanique : la construction de sol et le transport de matériaux (notamment la construction de la route) nécessitent la mise en place de zones de chantier où le passage régulier d'engins compacte le sol et réduit sa perméabilité à l'eau.

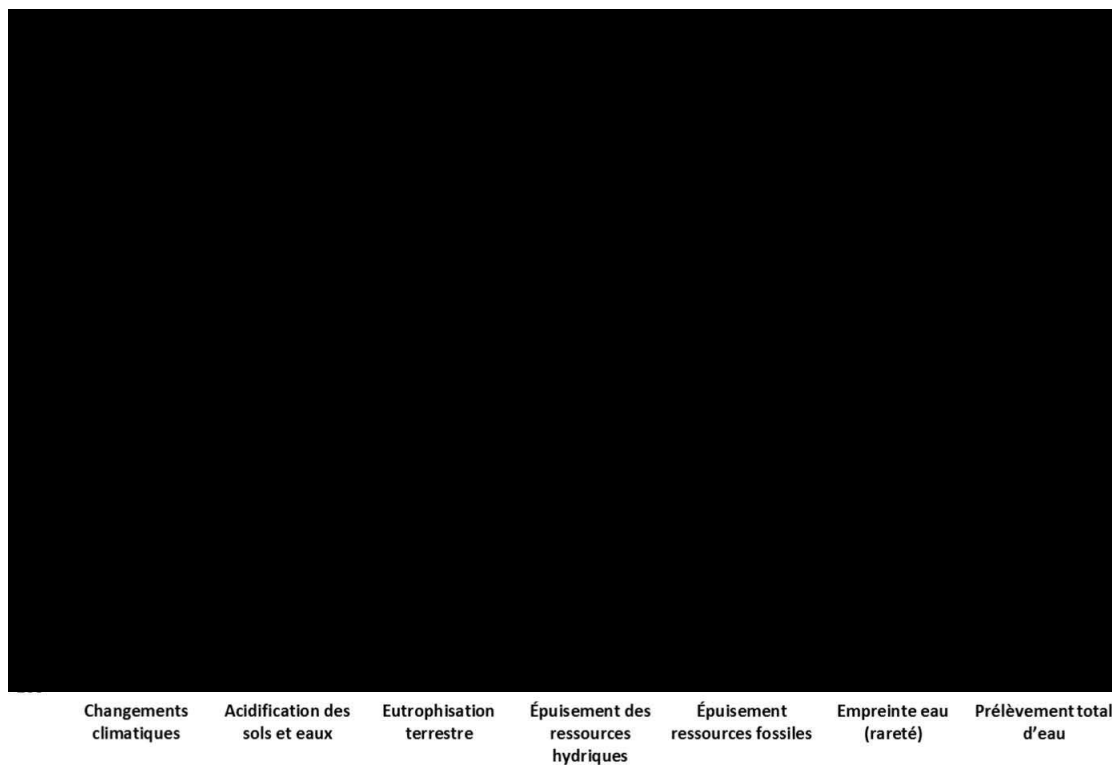
⁵⁴ Logiciel permettant de déterminer la dynamique du carbone dans les sols, réparti dans différents compartiments (biomasse microbienne, fractions aisément ou difficilement dégradables, humus, matière organique inerte), en fonction des conditions climatiques, du couvert végétal et des pratiques agricoles (Coleman and Jenkinson, 2014)

■ Réhabilitation zone transit ■ Compostage ■ Transport ■ Construction Parcelle LORVER
■ Exploitation agricole ■ Stockage C (biomasse) ■ Polluants matériaux

a) Impacts dominés par le transport



b) Impacts dominés par le compost



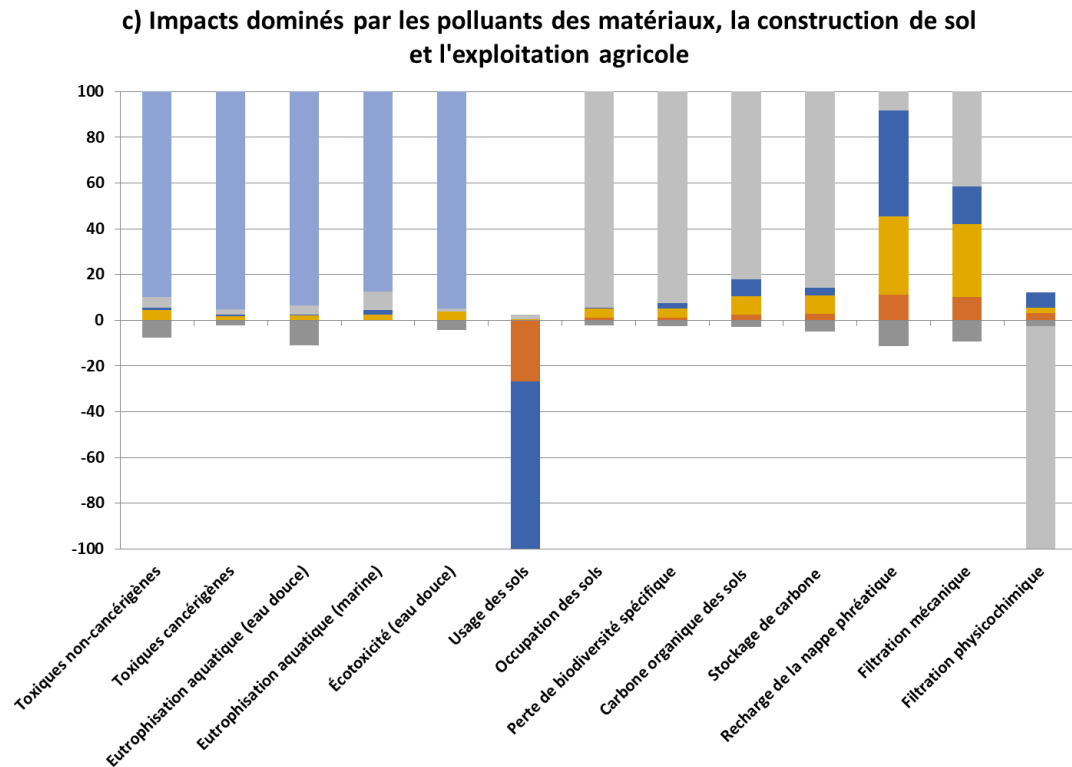


Figure 34 : Contributions de chaque étape du cycle de vie d'une culture Chanvre LORVER à ses impacts totaux, réparties en trois catégories selon les étapes dominantes

L'impact jugé positif de la construction de sol et de la réhabilitation de la zone de transit est dû au fait qu'en théorie, ils permettent un rétablissement plus rapide du sol vers un couvert végétal mature que le sol de friche laissé en l'état. Cette hypothèse mériterait néanmoins d'être confirmée empiriquement, comme mentionné dans le paragraphe Temps de régénération.

2. Analyse de contributions du scénario REF

La Figure 35 résume les contributions des différentes étapes du cycle de vie d'une exploitation de chanvre avec le scénario REF. De même que pour le scénario LORVER, la parcelle TCCR présente le même profil de contributions (Annexe 3: Analyse des contributions des étapes du cycle de vie d'une culture de TCCR).

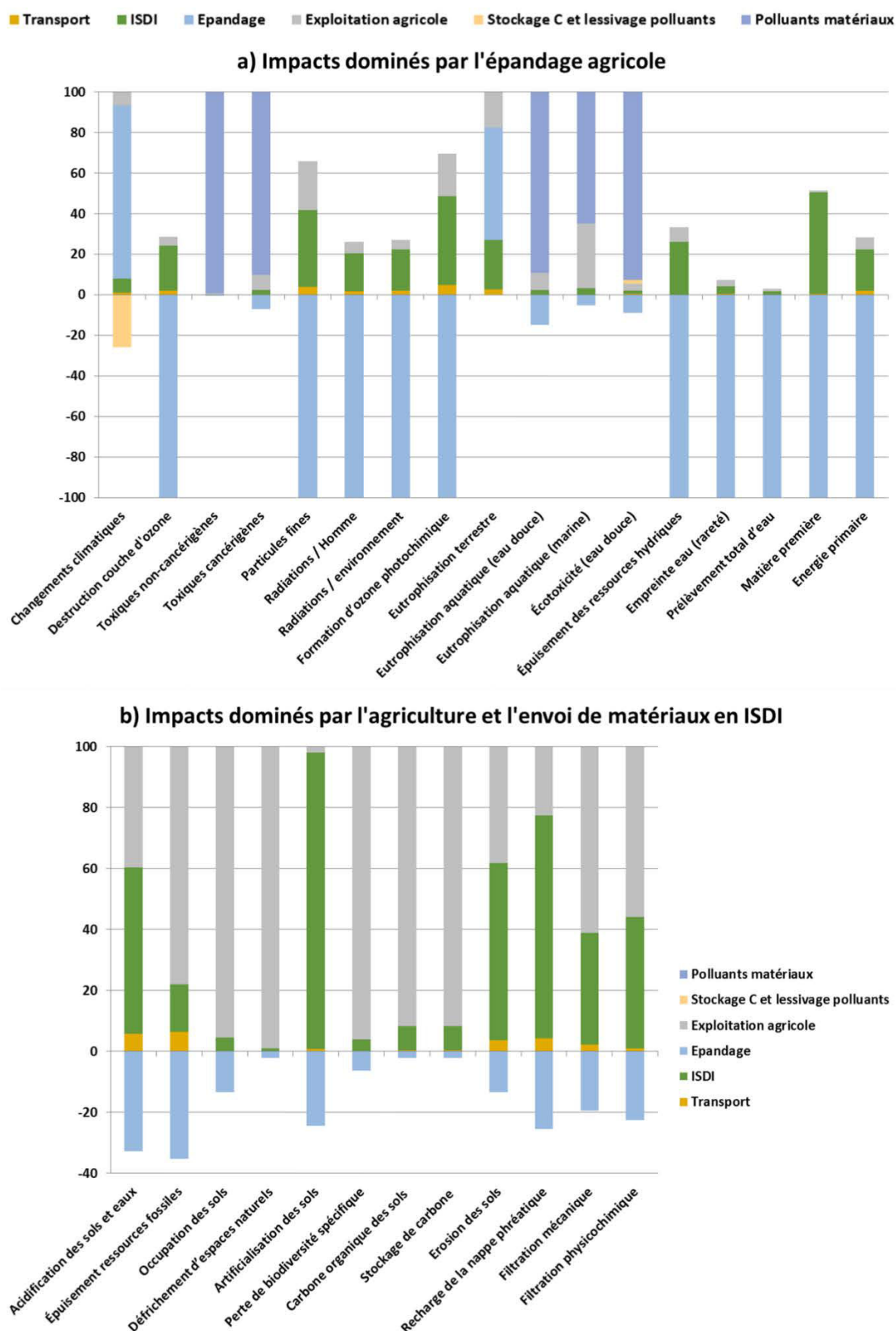


Figure 35 : Contributions de chaque étape du cycle de vie d'une culture Chanvre REF à ses impacts totaux, réparties en deux catégories selon les étapes dominantes

Il en ressort plusieurs conclusions :

- l'épandage agricole des boues papetières présente simultanément (1) des impacts potentiels très majoritaires, liés à l'apport de polluants et de nutriments, et (2) des bénéfices environnementaux qui compensent largement les autres étapes du cycle de vie, liées aux économies de chaux réalisées par cet épandage⁵⁵ ;
- l'envoi de matériaux en ISDI domine un grand nombre d'impacts (artificialisation des sols, érosion, recharge de la nappe), même si certains sont largement compensés par les économies de chaux (consommations de matière, d'énergie) ;
- l'exploitation agricole est la principale responsable de l'altération de certains services écosystémiques rendus par les sols, du fait de son caractère extensif.

a) Epandage agricole des boues papetières

L'épandage agricole des boues papetières présente des impacts très contrastés, pouvant être négatifs (polluants contenus dans les boues) ou positifs (économies de chaux).

Apport de polluants

Les polluants liés aux boues papetières dominent les indicateurs d'impacts liés à la toxicité humaine (zinc, chrome), à l'écotoxicité (cuivre, zinc, chrome), ou à l'eutrophisation des eaux (nitrates, phosphates). De même que pour le scénario LORVER, ces apports en polluants sont majorés, et ne traduisent en rien leur disponibilité réelle (cf. Chapitre IV.A.1.c)). Par ailleurs, leur épandage sur des surfaces importantes⁵⁶ réduit le risque, à court terme, d'une pollution significative des sols agricoles. A plus long terme, cependant, l'accumulation de métaux mériterait d'être investiguée (Benoît et al., 2014).

Chaux évitée

Le Tableau 37 résume quelques flux liés à la production de 1 t de chaux vive (CaO) dans un four à chaux, ainsi que les impacts auxquels ils sont rattachés. Ce procédé est très consommateur en énergie et en calcaire (CaCO₃), et émetteur de CO₂ (environ 1t/t de chaux vive produite). L'épandage d'une tonne de boue papetière se substituant à l'épandage d'environ 500 kg de chaux, les économies réalisées peuvent être substantielles.

Ce point est néanmoins à relativiser : la teneur en matière sèche des boues papetières, leur teneur en calcaire et la rapidité d'action de l'amendement sont très variables. Il est ainsi probable que la boue papetière évite plutôt des apports de calcaire broyé, à action moyennement rapide, que des apports de chaux vive, à action très rapide (Chambre d'Agriculture de Bourgogne, 2013). Dans ce cas, les économies liées à la calcination du calcaire seraient rendues caduques. Cette différence d'efficacité des boues fait l'objet d'une analyse de sensibilité.

⁵⁵ Pour mémoire, l'épandage de boues papetières est une valorisation importante de ce matériau, qui évite à l'agriculteur d'utiliser de la chaux vive, plus chère, pour remonter le pH des sols. Cette remontée du pH accroît la disponibilité de certains nutriments (nitrates, phosphates) et diminue celle de la plupart des métaux lourds. Par ailleurs, l'activité biologique des sols est optimale à un pH proche de 7.

⁵⁶ Une dose annuelle couramment considérée est de 10 t de boues par hectare ; avec les formulations considérées, les surfaces receveuses seraient de 240 ha pour les boues normalement utilisées pour construire une parcelle LORVER Chanvre et de 680 ha pour une parcelle LORVER TTCR.

Tableau 37 : Consommables nécessaires à la production d'une tonne de chaux vive et impacts associés (Kellenberger et al., 2007)

Consommables par tonne de chaux vive		Impacts concernés
Calcaire (kg)	1 700	Consommation de matières premières
Fioul lourd (kg)	91	Extraction : Destruction de la couche d'ozone, déchets faiblement radioactifs, consommation d'énergie primaire Combustion : Formation d'ozone photochimique (oxydes nitreux)
Electricité (MJ)	500	Consommations d'eau
Procédé de broyage et autres	-	Particules fines
Emissions par tonne de chaux vive		
Calcination (kg-CO ₂)	1 070	Réchauffement climatique (CO ₂ issu de la roche)

Changements climatiques

L'épandage des boues papetières contribue significativement à l'impact de REF sur le climat, et ce malgré les économies attendues sur la production de chaux vive (Figure 36). La principale cause en est leur minéralisation, à plus ou moins long terme.

Cette minéralisation n'est probablement complète qu'au bout de plusieurs années, pendant lesquelles la matière organique (et les carbonates) contribue à accroître la fertilité des sols, en plus du retard des émissions. Ces aspects ne sont néanmoins pas considérés dans cette thèse, mais devront l'être sur la base d'un scénario plausible d'épandage.

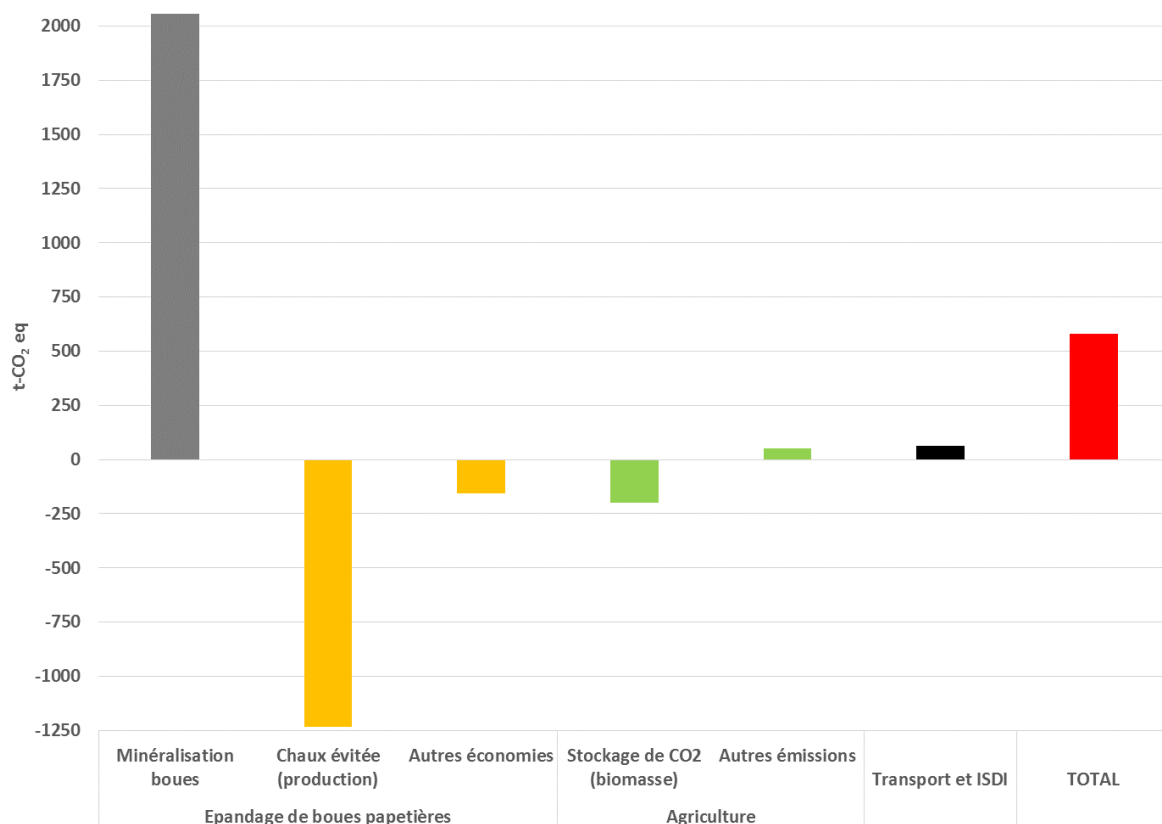


Figure 36 : Bilan des émissions de gaz à effet de serre de la filière REF Chanvre

Comme décrit plus haut (Chapitre IV.A.2.a)), les économies de chaux vive réduisent très fortement les impacts de REF. Pour l'indicateur « Changements climatiques », elles dépassent même d'un facteur 5 à 6 le stockage de carbone par la biomasse produite par REF Chanvre. Elles sont néanmoins conditionnées au fait que les boues papetières se substituent à de la chaux vive, et non à d'autres formes d'amendement calciques.

b) Envoi de matériaux en ISDI

Le stockage des matériaux en ISDI est responsable de la grande majorité des impacts délétères de REF sur son environnement. Si une partie semble largement (a) compensée par les économies de chaux, ou (b) dominée par les apports de polluants liés à l'épandage, il convient de garder à l'esprit les incertitudes liées à cette valorisation des matériaux inertes. D'après les données Ecolinvent, ses impacts sont essentiellement dus à :

- l'extraction d'hydrocarbures (3 kg de pétrole par t de déchets enfouis) : utilisés à la fois pour produire les bitumes nécessaires à l'étanchéité du stockage (1,3 kg) et le carburant nécessaire aux engins de chantier (0,9 kg de diesel), ces hydrocarbures sont responsables de la dégradation de la qualité de l'air (destruction de la couche d'ozone, formation d'ozone photochimique, particules fines), des consommations d'énergie et de la production de déchets radioactifs de faible activité ;
- l'extraction et la transformation de granulats (105 kg par t de déchets enfouis) : utilisés pour construire l'ISDI, les granulats et leur transformation sont responsables de l'essentiel des consommations de matières premières et d'eau (pour leur lavage et la production d'électricité) ;
- l'artificialisation des sols : les sols sont artificialisés pour la construction de l'ISDI et l'extraction de ressources minérales et fossiles (resp. 7 et 0,8 m² pour 100 t de déchets enfouis). Leur imperméabilisation altère la capacité des sols à recharger les nappes phréatiques et à lutter contre l'érosion.

c) Agriculture

L'exploitation agricole est la principale responsable de l'épuisement des ressources non renouvelables de la filière REF, du fait :

- 1) du recours à une fertilisation minérale (2,6 t-N d'ammonitrate, 1,8 t-P₂O₅ de pentoxyde de phosphore, 800 kg-K₂O pour produire 140 t de paille de chanvre), la fabrication de laquelle nécessite des produits chimiques (acide sulfurique notamment) ;
- 2) de l'utilisation de machines agricoles, dont la fabrication a nécessité des ressources minérales (plomb, zinc, aluminium).

L'eutrophisation des eaux est liée à la perte potentielle d'éléments fertilisants au cours de l'exploitation agricole. L'altération des services écosystémiques rendus par les sols est due à l'occupation de surfaces importantes à des fins agricoles (1 ha de friche et 0,9 ha de terre agricole), qui empêche le rétablissement d'un couvert forestier mature, réservoir de biodiversité et présentant des teneurs élevées en carbone organique. Le rendement agricole très faible retenu pour la friche (10% d'un rendement conventionnel pour le chanvre, 20% pour le TTCR) est sûrement pessimiste : du fait de la réhabilitation du site, la production de biomasse devrait augmenter avec les années.

Cependant, aucun modèle ne semble disponible pour déterminer l'évolution dans le temps des rendements agricoles sur un site dégradé. L'approche proposée par Núñez et al. (2012) (cf. Chapitre I.D.2) pourrait être un proxy utile, mais présente de très fortes incertitudes ; il est donc paru plus pragmatique de traiter la question des rendements avec des études de sensibilité, et ce d'autant plus que les changements climatiques peuvent induire des incertitudes supplémentaires.

3. Comparaison des impacts globaux

Le Tableau 38 résume les impacts des deux cultures (Chanvre et TTCR) selon les deux scénarii (LORVER et REF) sur l'ensemble de leurs cycles de vie respectifs, selon les deux approches possibles (additive et soustractive, cf. Chapitre II.B). Pour mieux en apprécier les enjeux, ces impacts sont comparés simultanément, bien que les débouchés industriels des biomasses récoltées soient différents.

L'approche retenue pour cette comparaison est l'approche soustractive, car (1) les formulations des sols construits – et donc les quantités de déchets à gérer autrement dans le scénario REF – sont différentes, et (2) l'analyse des contributions identifie les étapes les plus importantes avant agrégation.

Pour faciliter l'interprétation des résultats, une Analyse en Composante Principale (ACP) a été réalisée sur les impacts du cycle de vie des différentes filières. La Figure 37 répartit ainsi les impacts globaux en deux catégories, dont les principaux contributeurs sont rappelés dans le Tableau 36, selon que (a) LORVER est défavorisé par rapport à REF, en particulier pour la culture de TTCR, ou (b) inversement. Les identifiants utilisés pour chaque impact représenté dans le graphe des corrélations (partie droite de la figure) correspondent aux impacts tels que rappelés dans le Tableau 38.

a) Points faibles de LORVER

Les impacts pénalisant LORVER sont dominés par le transport, la perte d'une valorisation pertinente pour les boues papetières (économies de chaux en milieu agricole) et l'apport de compost. En effet :

- le sol construit nécessite d'importantes quantités de matériaux, transportés sur de longues distances (>70 km), alors qu'autrement, ils seraient gérés à proximité de leur site de production (<50 km) ;
- bien que le sol construit évite l'enfouissement des matériaux inertes – qui contribue significativement aux impacts de REF – il consomme également d'importantes quantités de boues papetières, dont l'épandage agricole aurait permis des économies substantielles en chaux vive, dont la fabrication est polluante. Dans les conditions étudiées dans cette thèse, ces économies compensent largement les impacts de l'enfouissement de matériaux inertes ;
- l'utilisation des boues papetières dans un sol construit à vocation non alimentaire induit une diminution substantielle des risques pour la santé humaine et l'environnement, car les polluants qu'ils contiennent ne sont pas au contact de cultures alimentaires. Néanmoins, l'apport de compost peut compenser ce bénéfice, du fait des polluants qu'il contient et de leur possible mobilisation⁵⁷. Les principaux contributeurs sont le chrome, le cuivre, le zinc pour l'écotoxicité et la santé humaine, les oxydes d'azote pour l'acidification du milieu.

⁵⁷ Ce dernier point est à nuancer : le compost est ici considéré comme un produit. S'il était considéré comme une filière de valorisation de déchets, il faudrait tenir compte du fait que son épandage en milieu agricole présenterait des impacts certainement plus importants en termes de toxicité.

Tableau 38 : Récapitulatif des impacts globaux du cycle de vie d'un hectare de friche réhabilité et exploité pendant 20 ans, dans le scénario LORVER ou REF.

Catégorie d'impact	Unité	Identifiant	Chanvre		TTCR					
			LORVER		REF		LORVER		REF	
			Additive	Soustractive	Additive	Soustractive	Additive	Soustractive	Additive	Soustractive
Impacts recommandés par l'ILCD										
Changements climatiques	kg CO ₂ eq	Climate	1,30×10 ⁵	6,34×10 ⁵	5,80×10 ⁵	-1,48×10 ⁵	1,10×10 ⁵	-1,85×10 ⁶	1,74×10 ⁶	-2,21×10 ⁵
Destruction couche d'ozone	kg CFC-11 eq	OzDep	1,60×10 ⁻²	-7,11×10 ⁻²	-5,78×10 ⁻²	3,70×10 ⁻³	2,68×10 ⁻²	2,37×10 ⁻¹	-2,07×10 ⁻¹	3,54×10 ⁻³
Substances toxiques non-cancérigènes	CTUh	Tox	3,12×10 ⁻¹	9,62×10 ⁰	1,13×10 ¹	8,22×10 ⁻²	5,82×10 ⁻¹	-3,11×10 ¹	3,17×10 ¹	-3,56×10 ⁻³
Substances toxiques cancérigènes	CTUh	Cancer	1,16×10 ⁻¹	1,78×10 ⁻¹	8,61×10 ⁻²	7,04×10 ⁻³	2,37×10 ⁻¹	1,72×10 ⁻²	2,19×10 ⁻¹	-1,34×10 ⁻³
Particules fines	kg PM _{2,5} eq	PM	4,30×10 ¹	-1,49×10 ²	-5,25×10 ¹	3,73×10 ¹	7,95×10 ¹	4,51×10 ²	-3,31×10 ²	4,04×10 ¹
Substances ionisantes sur l'Homme	kBq U ²³⁵ eq	RadH	6,68×10 ³	-3,39×10 ⁴	-2,90×10 ⁴	2,13×10 ³	1,11×10 ⁴	1,14×10 ⁵	-1,01×10 ⁵	1,84×10 ³
Substances ionisantes sur l'environnement	CTUe	RadE	4,01×10 ⁻²	-1,99×10 ⁻¹	-1,66×10 ⁻¹	1,06×10 ⁻²	6,78×10 ⁻²	6,59×10 ⁻¹	-5,82×10 ⁻¹	9,63×10 ⁻³
Formation d'ozone photochimique	kg NMVOC eq	OzF	7,46×10 ²	-8,58×10 ²	-3,75×10 ²	2,57×10 ²	1,02×10 ³	3,89×10 ³	-2,64×10 ³	2,31×10 ²
Acidification des sols et eaux	molc H ⁺ eq	Acid	1,24×10 ³	4,18×10 ²	6,40×10 ²	3,76×10 ²	1,54×10 ³	1,83×10 ³	1,33×10 ²	4,24×10 ²
Eutrophisation terrestre	molc N eq	Teutr	6,39×10 ³	7,92×10 ³	7,72×10 ³	1,35×10 ³	7,49×10 ³	-6,79×10 ³	1,59×10 ⁴	1,62×10 ³
Eutrophisation aquatique (eau douce)	kg P eq	Feutr	2,54×10 ²	4,33×10 ²	2,55×10 ²	2,56×10 ¹	7,46×10 ²	1,07×10 ²	6,54×10 ²	1,54×10 ¹
Eutrophisation aquatique (marine)	kg N eq	Meutr	4,44×10 ³	7,23×10 ³	5,70×10 ³	1,93×10 ³	1,11×10 ⁴	7,25×10 ²	9,90×10 ³	-4,28×10 ²
Écotoxicité (eau douce)	CTUe	Ecotox	1,60×10 ⁷	2,47×10 ⁷	1,15×10 ⁷	6,96×10 ⁵	3,76×10 ⁷	7,23×10 ⁶	3,04×10 ⁷	1,97×10 ⁴
Usage des sols	kg C deficit	LUse	-9,20×10 ⁷	-9,57×10 ⁷	-6,49×10 ⁷	-1,48×10 ⁵	-9,17×10 ⁷	-1,85×10 ⁶	-6,82×10 ⁷	-2,21×10 ⁵
Épuisement des ressources hydriques	m ³ water eq	WatDep	-2,84×10 ²	-1,35×10 ³	-6,22×10 ²	3,70×10 ⁻³	-1,97×10 ²	2,37×10 ⁻¹	-2,24×10 ³	3,54×10 ⁻³
Épuisement des ressources minérales, fossiles	kg Sb eq	MinDep	-1,65×10 ¹	-2,03×10 ¹	5,86×10 ⁰	8,22×10 ⁻²	-1,50×10 ¹	-3,11×10 ¹	5,04×10 ⁻¹	-3,56×10 ⁻³
Indicateurs complémentaires (Ecological Rucksack)										
Occupation des sols	m ² a	Locc	2,08×10 ⁵	1,44×10 ⁵	3,47×10 ⁵	-6,60×10 ⁷	2,14×10 ⁵	-9,02×10 ⁷	2,29×10 ⁵	-6,67×10 ⁷
Défrichement d'espaces naturels	m ²	TfN	4,92×10 ¹	-2,02×10 ²	8,90×10 ³	6,64×10 ¹	8,73×10 ¹	2,24×10 ³	7,54×10 ³	1,99×10 ²
Artificialisation des sols	m ²	TtA	4,93×10 ¹	-1,02×10 ³	6,07×10 ²	7,06×10 ⁰	8,54×10 ¹	-8,79×10 ⁰	1,25×10 ²	6,72×10 ⁰
Empreinte eau (rareté)	m ³ water eq	Watfs	-1,32×10 ⁴	-7,54×10 ⁵	-7,85×10 ⁵	3,83×10 ⁵	5,25×10 ³	3,49×10 ⁵	-2,35×10 ⁶	3,64×10 ⁵
Prélèvement total d'eau	m ³ water	Watfp	-2,43×10 ⁴	-3,19×10 ⁶	-3,61×10 ⁶	9,01×10 ³	6,58×10 ³	5,60×10 ²	-1,05×10 ⁷	8,01×10 ³
Consommation totale de matières premières	kg raw input	RMI	1,90×10 ⁵	-3,03×10 ⁶	-1,11×10 ⁶	1,44×10 ¹	2,99×10 ⁵	-2,91×10 ¹	-5,45×10 ⁶	1,04×10 ¹
Consommation totale d'énergie primaire	MJ eq	NRJ	1,11×10 ⁶	-7,16×10 ⁶	-5,62×10 ⁶	2,76×10 ⁴	2,02×10 ⁶	2,37×10 ⁶	-2,00×10 ⁷	1,79×10 ⁴

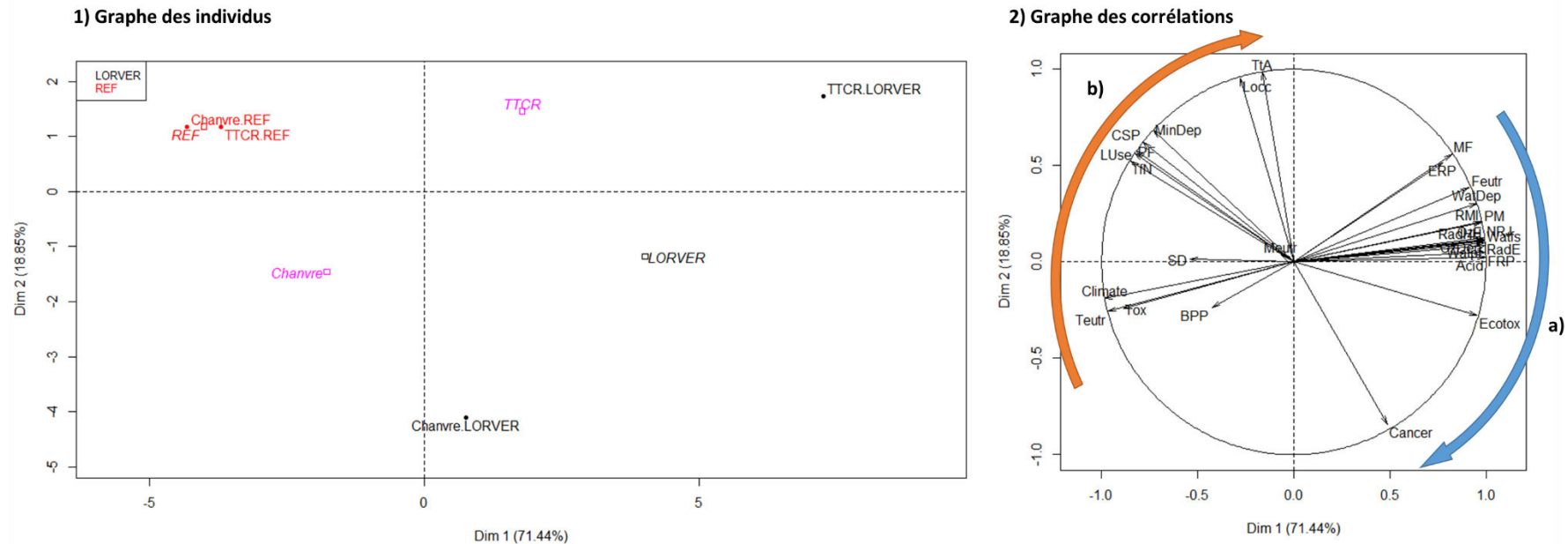
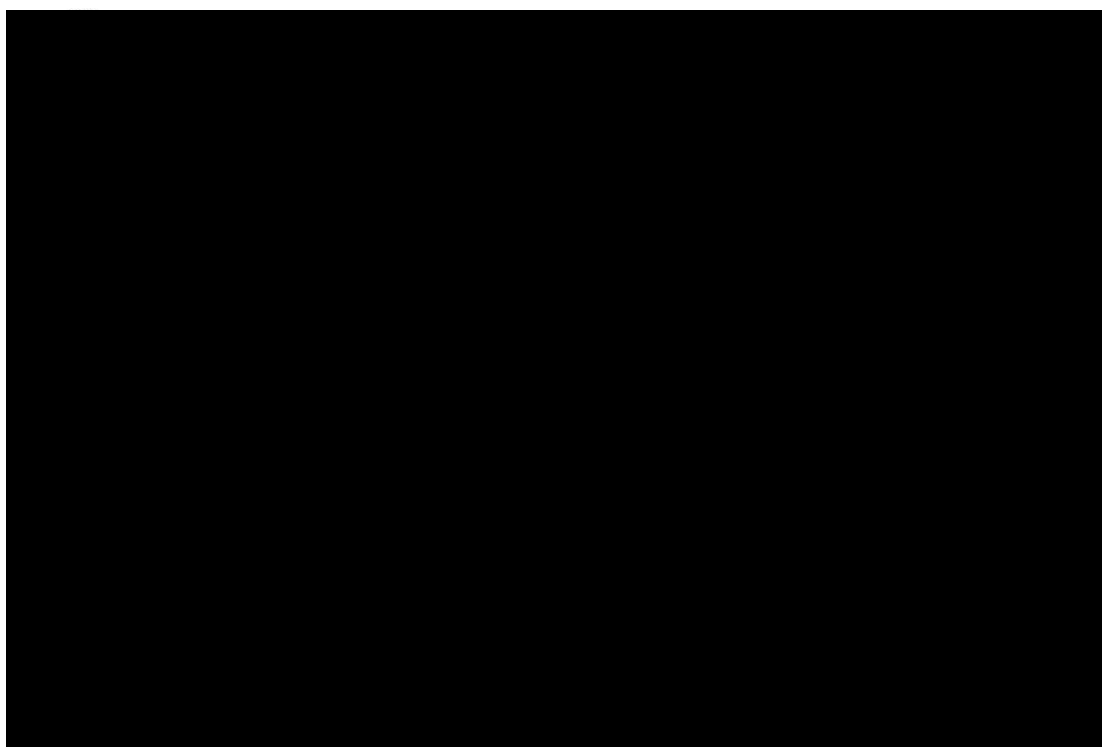


Figure 37 : ACP des impacts des cultures Chanvre et TTCR selon les scénarii LORVER et REF sur leur cycle de vie.

■ LORVER Chanvre ■ REF Chanvre ■ LORVER TTCR ■ REF TTCR

a) Avantage REF



b) Avantage LORVER

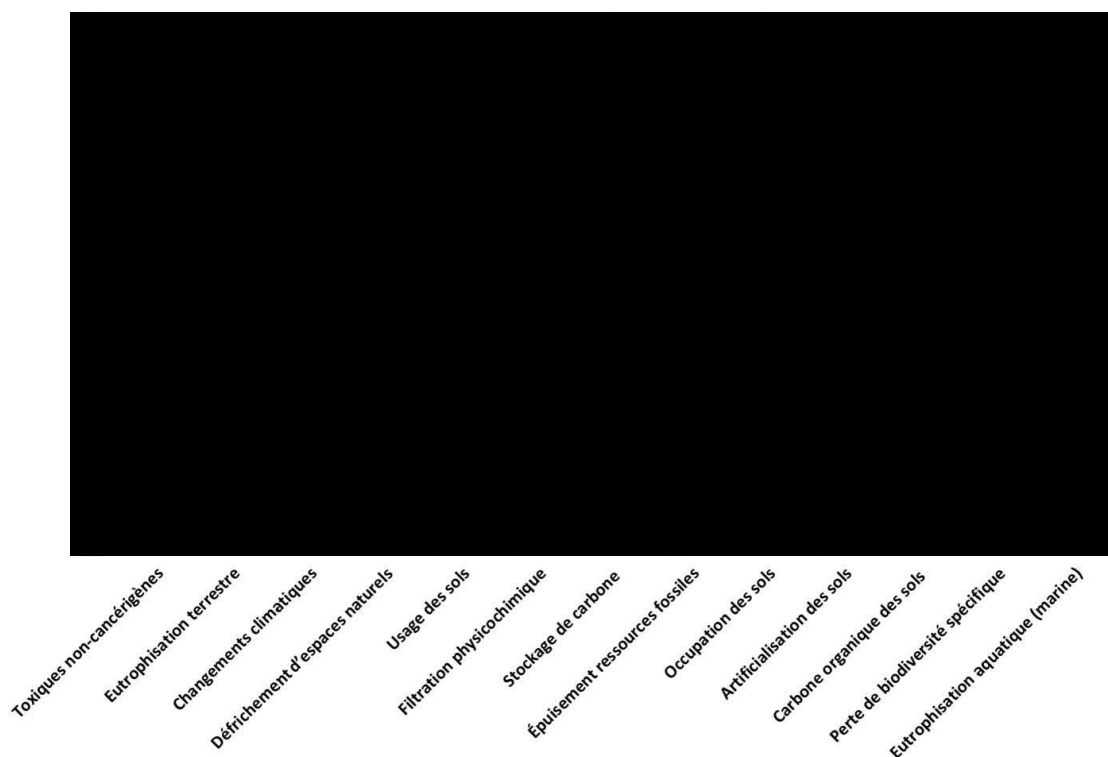


Figure 38 : Impacts des cultures Chanvre et TTCR selon les scénarii LORVER et REF, répartis selon les scénarii les plus impactants

b) Points forts de LORVER

Les impacts pour lesquels LORVER est avantagé portent essentiellement sur l'agriculture, la réduction des besoins en stockage en ISDI, le stockage de carbone dans le sol construit et les économies de fertilisants permises par le compost.

Sols et services écosystémiques préservés

L'essence même de LORVER est de rétablir une fertilité sur des sols dégradés, afin d'y assurer une production agricole viable. A l'inverse, sans sol construit, les rendements moindres sur la friche nécessiteraient d'exploiter une autre surface agricole, qui aurait pu être utilisée à des fins alimentaires, ou de défricher un espace naturel⁵⁸. De même, LORVER évite l'artificialisation de sols pour la mise en place de centres de stockage de déchets.

Grâce à LORVER, pour chaque hectare de friche réhabilitée, entre 7 000 et 9 000 m² d'espace naturels sont préservés, et entre 40 et 560 m² de surfaces sont préservées de l'artificialisation. Ces surfaces peuvent alors fournir des niveaux plus élevés de services écosystémiques. Le bénéfice écologique le plus important est associé à la culture de chanvre, moins exigeante en boues papetières et en transports.

Stockage de carbone dans le sol construit

Les boues papetières et le compost apportés dans le sol construit représentent des puits potentiellement importants de carbone (environ 750 kg de CO₂ par t de boue). Si celui apporté dans / épandu sur les horizons de surface peut être réémis dans l'atmosphère au bout de plusieurs années, celui apporté dans les horizons plus profonds sera certainement retenu à long terme.

Cette hypothèse nécessite cependant d'être confirmée expérimentalement, de même que la nature des émissions liées à la minéralisation du carbone enfoui : en profondeur, l'oxygène est plus rare qu'en surface, et il est possible qu'une partie du carbone enfoui soit libéré sous forme de méthane, et non de CO₂. Il suffirait que seuls 4% du carbone enfoui soient convertis en méthane pour annuler complètement le bénéfice du sol construit sur le climat.

B. Analyses de sensibilité et d'incertitude

Cette section présente les résultats des analyses de sensibilité et d'incertitude réalisées, synthétisés grâce à une ACP. Tout d'abord, elle met en évidence les corrélations entre les indicateurs d'impacts, ainsi que les impacts agrégés. Ensuite, elle identifie les paramètres les plus importants, lorsque l'on compare les différentes filières étudiées et présente une méthode d'agrégation progressive des résultats de l'évaluation environnementale mise au point pour minimiser la perte d'information.

1. Corrélations entre indicateurs

Le Tableau 39 résume les corrélations entre les différents indicateurs d'impacts. Il met notamment en évidence plusieurs aspects importants de l'analyse :

⁵⁸ Les travaux présentés dans cette thèse supposent que les deux cas de figure (utilisation d'une parcelle agricole ou défrichement d'un espace naturel) sont équivalents. En effet, à demande en production alimentaire constante, si une parcelle agricole était utilisée pour produire de la biomasse non alimentaire, le manque à gagner alimentaire devrait être produit ailleurs. Ainsi, dans les deux cas, un espace naturel serait défriché, directement ou indirectement, pour produire de la biomasse non alimentaire.

- a) l'indépendance des impacts ILCD sur les consommations d'eau et l'usage des sols (resp. notés WatDep et LUse) aux autres indicateurs : ils ne sont en effet corrélés à aucun autre indicateur, contrairement aux autres impacts ;
- b) la forte corrélation de l'impact total relatif aux émissions moyennes de l'UE27 (Norm) aux impacts liés aux émissions de substances toxiques cancérogènes (Cancer), non cancérogènes (Tox) et écotoxiques (Ecotox) ;
- c) la forte corrélation de l'impact total relatif aux frontières planétaires (Pbd) aux impacts sur le climat (Climate).

Ces premiers éléments remarquables sont discutés ici, tandis que les autres conclusions de ce tableau sont développées à la lumière de l'ACP présentée plus bas.

a) Cas de la consommation d'eau et de l'usage des sols

Consommation d'eau

La consommation d'eau bleue (WatDep) ne présente de corrélation avec aucun autre indicateur, pas même les empreintes eau proposées (Watfp pour les flux physiques d'eau et Watfs pour le prélèvement ajusté en tenant compte de sa rareté). Il en ressort qu'aucun paramètre ou changement de scénario n'en modifie significativement les valeurs, contrairement aux autres indicateurs. Sa très forte variabilité (coefficient de variation de près de 4 000%, cf. Tableau 40) est donc essentiellement due aux incertitudes de l'inventaire.

A l'inverse, les indicateurs d'empreinte eau sont très bien corrélés entre eux, ainsi qu'avec les indicateurs liés aux consommations d'énergie, qu'il s'agisse de la consommation d'énergie primaire (NRJ), de la destruction de la couche d'ozone (OzDep) ou de la formation d'ozone photochimique (OzF), de l'émission de particules fines (PM) ou ionisantes (RadE, RadHH). En effet, l'essentiel des consommations d'eau inventoriées sont liées à l'extraction des ressources énergétiques et au refroidissement des centrales de production d'énergie.

Cela prouve la pertinence du choix d'impacts sur l'empreinte Eau, plutôt que d'épuisement des ressources hydriques, du moins tant que les inventaires relatifs aux prélèvements / rejets d'eau et leurs incertitudes n'auront pas été améliorés. Il convient néanmoins de rappeler que les deux types d'indicateurs (consommation et empreinte eau) ne mesurent pas exactement la même chose. Les impacts environnementaux étant surtout liés aux consommations, fiabiliser leur évaluation dans les analyses d'incertitudes reste un enjeu crucial

Usage des sols

L'indicateur ILCD sur l'usage des sols (LUse) est indépendant des autres indicateurs, même liés aux transformations des sols et aux services écosystémiques. A l'inverse de la consommation d'eau, le coefficient de variation de cet indicateur est très faible (16%, cf. Tableau 40), car LUse est dominé par l'action de réhabilitation induite par la culture sur la friche. Cette dernière est en effet traduite, en présence ou en absence de sol construit, par la transformation du sol dégradé de la friche en un sol dont le retour à une qualité proche de son état naturel serait beaucoup plus rapide. En comparaison, les autres actions (occupation de parcelles agricoles, défrichement d'espaces naturels) sont négligeables.

La validité de ce constat est toutefois subordonnée à deux conditions :

- la dégradation du sol de la friche est très forte : sans action de réhabilitation, il lui faudrait plusieurs décennies/siècles pour retrouver une qualité quasi-naturelle ;
- la réhabilitation de la friche sans sol construit (resp. avec) lui permet de retrouver en 20 ans (resp. instantanément) une qualité équivalente à un sol agricole.

Bien que les études de sensibilité tiennent compte du rendement possible sur friche sans construction de sol, le lien entre ces rendements et la qualité du sol n'a pas été investigué. Il pourrait l'être à l'avenir.

b) Equivalents habitants

L'impact total Norm, exprimé en équivalent habitant de l'UE27, est la moyenne arithmétique des impacts normalisés par les impacts d'un habitant moyen. Il est très fortement corrélé (coefficient de corrélation supérieur à 0,7) avec seulement trois indicateurs, relatifs aux émissions de substances toxiques. Cela signifie que leur variation l'influence beaucoup plus que l'ensemble des autres indicateurs dont il est aussi la moyenne. Donc, il est dominé par eux, ce qui est confirmé par le Tableau 40.

Cela implique que les systèmes étudiés présentent des impacts relatifs aux émissions de substances toxiques très significatifs par rapport à la moyenne européenne. Cela s'explique par les importantes quantités de matériaux manipulés et de métaux considérés comme émis dans l'environnement, fussent-ils faiblement concentrés.

En l'occurrence, ces impacts sont fortement positifs ; les sections ci-dessous mettront en évidence la cause de ce résultat. Du point de vue des impacts moyens agrégés, ce bilan positif compense largement les impacts liés à l'épuisement de ressources minérales (MinDep), la consommation de matières premières (RMI), l'eutrophisation des eaux douces (Feutr), qui sont pourtant significatifs.

c) Frontières planétaires

Similairement, l'impact total Pbd est exprimé en équivalent habitant « durable », *i.e.* en ce qu'un habitant moyen devrait générer comme impact pour être compatible avec les limites des écosystèmes. Sa forte corrélation avec les impacts sur le climat (Climate) signifie que la durabilité des systèmes étudiés est très fortement influencée par leurs impacts sur le climat.

Le Tableau 40 confirme cette conclusion, avec une nuance, cependant : les émissions de gaz à effet de serre de l'UE27 devraient être réduites d'un facteur proche de 20 pour ne présenter aucun risque pour le climat, ce qui augmente considérablement le poids de cet indicateur et du bénéfice environnemental associé au stockage de carbone. Si une cible moins ambitieuse était choisie, le bilan environnemental serait plus fortement influencé par l'eutrophisation des eaux douces (Feutr) ou la formation d'ozone photochimique (OzF), l'érosion (ERP), qui eux sont défavorables à LORVER.

Tableau 39 : Tableau des corrélations entre les indicateurs d'impacts bruts et agrégés

	Acid	BPP	Cancer	Climate	CSP	Ecotox	ERP	Feutr	FRP	Locc	LUse	Meutr	MF	MinDep	Norm	NRJ
Acid	1,0	0,1	0,0	0,2	-0,4	-0,3	-0,4	-0,6	-0,2	0,4	0,1	-0,7	-0,1	-0,7	-0,3	0,4
BPP	0,1	1,0	0,1	0,5	-0,1	0,0	-0,1	-0,2	-0,1	-0,3	0,0	-0,1	-0,2	-0,2	0,3	-0,4
Cancer	0,0	0,1	1,0	0,1	0,1	0,9	-0,1	0,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,8	-0,1
Climate	0,2	0,5	0,1	1,0	-0,2	0,0	-0,3	-0,2	-0,3	-0,2	0,1	-0,2	-0,3	-0,5	0,3	0,0
CSP	-0,4	-0,1	0,1	-0,2	1,0	0,2	0,8	0,4	0,7	0,3	0,1	0,5	0,7	0,5	0,2	0,1
Ecotox	-0,3	0,0	0,9	0,0	0,2	1,0	0,1	0,2	0,1	-0,1	0,0	0,3	0,0	0,2	0,8	-0,1
ERP	-0,4	-0,1	-0,1	-0,3	0,8	0,1	1,0	0,4	1,0	0,2	0,0	0,5	0,9	0,6	0,0	0,3
Feutr	-0,6	-0,2	0,0	-0,2	0,4	0,2	0,4	1,0	0,3	-0,2	-0,1	0,8	0,2	0,6	0,2	0,0
FRP	-0,2	-0,1	-0,1	-0,3	0,7	0,1	1,0	0,3	1,0	0,3	0,0	0,4	1,0	0,5	-0,1	0,4
Locc	0,4	-0,3	0,0	-0,2	0,3	-0,1	0,2	-0,2	0,3	1,0	0,1	-0,3	0,5	-0,1	-0,3	0,6
LUse	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	-0,1	0,0	0,1	1,0	-0,1	0,0	0,0	0,0	0,1
Meutr	-0,7	-0,1	0,0	-0,2	0,5	0,3	0,5	0,8	0,4	-0,3	-0,1	1,0	0,2	0,7	0,3	-0,1
MF	-0,1	-0,2	-0,1	-0,3	0,7	0,0	0,9	0,2	1,0	0,5	0,0	0,2	1,0	0,3	-0,2	0,5
MinDep	-0,7	-0,2	0,0	-0,5	0,5	0,2	0,6	0,6	0,5	-0,1	0,0	0,7	0,3	1,0	0,1	-0,2
Norm	-0,3	0,3	0,8	0,3	0,2	0,8	0,0	0,2	-0,1	-0,3	0,0	0,3	-0,2	0,1	1,0	-0,4
NRJ	0,4	-0,4	-0,1	0,0	0,1	-0,1	0,3	0,0	0,4	0,6	0,1	-0,1	0,5	-0,2	-0,4	1,0
OzDep	0,3	-0,3	-0,1	0,1	0,1	-0,1	0,2	-0,1	0,3	0,4	0,1	-0,1	0,4	-0,2	-0,3	0,8
OzF	0,7	-0,3	-0,1	-0,2	-0,1	-0,3	0,1	-0,4	0,3	0,6	0,1	-0,5	0,4	-0,3	-0,5	0,7
Pbd	0,2	0,5	0,1	1,0	0,0	0,1	-0,1	0,0	-0,2	-0,1	0,1	-0,1	-0,1	-0,5	0,2	0,2
PF	0,0	-0,1	0,2	0,2	0,6	0,2	0,2	-0,1	0,1	0,3	0,2	0,0	0,2	0,0	0,2	0,0
PM	0,3	-0,4	-0,1	-0,2	0,3	-0,1	0,4	0,1	0,6	0,6	0,1	0,0	0,6	0,2	-0,4	0,8
RadE	0,4	-0,3	-0,1	0,0	0,0	-0,2	0,2	-0,1	0,3	0,5	0,1	-0,2	0,4	-0,2	-0,4	0,8
RadHH	0,4	-0,2	-0,1	0,0	0,0	-0,2	0,1	-0,2	0,3	0,4	0,1	-0,2	0,4	-0,2	-0,3	0,7
RMI	0,3	0,0	-0,1	0,0	0,2	-0,1	0,4	-0,1	0,5	0,4	0,1	-0,2	0,5	-0,1	-0,2	0,5
SD	0,3	0,8	0,1	0,5	0,0	0,0	-0,1	-0,3	-0,1	0,2	0,0	-0,3	0,0	-0,4	0,1	-0,1
Teutr	1,0	0,3	0,0	0,3	-0,4	-0,2	-0,5	-0,7	-0,4	0,3	0,1	-0,8	-0,2	-0,7	-0,2	0,1
TfN	0,1	0,1	0,1	0,2	0,5	0,1	0,0	-0,2	-0,1	0,3	0,2	-0,1	0,0	-0,2	0,2	0,0
Tox	-0,5	0,4	0,2	0,4	0,2	0,3	0,0	0,3	-0,1	-0,5	0,0	0,4	-0,3	0,2	0,7	-0,6
TtA	0,2	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,5	0,0	0,5	0,4	0,2	-0,1	0,6	0,0	-0,1	0,5
WatDep	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Watfp	0,4	-0,4	-0,1	0,1	0,0	-0,2	0,1	-0,2	0,2	0,5	0,1	-0,3	0,4	-0,3	-0,4	0,9
Watfs	0,4	-0,4	-0,1	0,0	0,0	-0,2	0,2	-0,1	0,3	0,6	0,1	-0,2	0,4	-0,2	-0,4	0,9

	OzDep	OzF	Pbd	PF	PM	RadE	RadHH	RMI	SD	Teutr	TfN	Tox	TtA	WatDep	Watfp	Watfs
Acid	0,3	0,7	0,2	0,0	0,3	0,4	0,4	0,3	0,3	1,0	0,1	-0,5	0,2	0,0	0,4	0,4
BPP	-0,3	-0,3	0,5	-0,1	-0,4	-0,3	-0,2	0,0	0,8	0,3	0,1	0,4	0,0	0,0	-0,4	-0,4
Cancer	-0,1	-0,1	0,1	0,2	-0,1	-0,1	-0,1	-0,1	0,1	0,0	0,1	0,2	0,0	0,0	-0,1	-0,1
Climate	0,1	-0,2	1,0	0,2	-0,2	0,0	0,0	0,0	0,5	0,3	0,2	0,4	0,0	0,0	0,1	0,0
CSP	0,1	-0,1	0,0	0,6	0,3	0,0	0,0	0,2	0,0	-0,4	0,5	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0
Ecotox	-0,1	-0,3	0,1	0,2	-0,1	-0,2	-0,2	-0,1	0,0	-0,2	0,1	0,3	0,0	0,0	-0,2	-0,2
ERP	0,2	0,1	-0,1	0,2	0,4	0,2	0,1	0,4	-0,1	-0,5	0,0	0,0	0,5	0,0	0,1	0,2
Feutr	-0,1	-0,4	0,0	-0,1	0,1	-0,1	-0,2	-0,1	-0,3	-0,7	-0,2	0,3	0,0	0,0	-0,2	-0,1
FRP	0,3	0,3	-0,2	0,1	0,6	0,3	0,3	0,5	-0,1	-0,4	-0,1	-0,1	0,5	0,0	0,2	0,3
Locc	0,4	0,6	-0,1	0,3	0,6	0,5	0,4	0,4	0,2	0,3	0,3	-0,5	0,4	0,0	0,5	0,6
LUse	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,2	0,0	0,2	0,0	0,1	0,1
Meutr	-0,1	-0,5	-0,1	0,0	0,0	-0,2	-0,2	-0,2	-0,3	-0,8	-0,1	0,4	-0,1	0,0	-0,3	-0,2
MF	0,4	0,4	-0,1	0,2	0,6	0,4	0,4	0,5	0,0	-0,2	0,0	-0,3	0,6	0,0	0,4	0,4
MinDep	-0,2	-0,3	-0,5	0,0	0,2	-0,2	-0,2	-0,1	-0,4	-0,7	-0,2	0,2	0,0	0,0	-0,3	-0,2
Norm	-0,3	-0,5	0,2	0,2	-0,4	-0,4	-0,3	-0,2	0,1	-0,2	0,2	0,7	-0,1	0,0	-0,4	-0,4
NRJ	0,8	0,7	0,2	0,0	0,8	0,8	0,7	0,5	-0,1	0,1	0,0	-0,6	0,5	0,0	0,9	0,9
OzDep	1,0	0,6	0,2	0,0	0,6	0,7	0,6	0,4	-0,1	0,1	0,0	-0,4	0,4	0,0	0,8	0,8
OzF	0,6	1,0	0,0	0,0	0,7	0,7	0,6	0,6	0,0	0,5	0,0	-0,7	0,5	0,0	0,7	0,8
Pbd	0,2	0,0	1,0	0,2	0,0	0,1	0,1	0,1	0,4	0,3	0,2	0,3	0,1	0,0	0,2	0,2
PF	0,0	0,0	0,2	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,7	0,2	0,2	0,0	-0,1	-0,1
PM	0,6	0,7	0,0	0,0	1,0	0,7	0,6	0,5	-0,2	0,1	0,0	-0,5	0,5	0,0	0,7	0,8
RadE	0,7	0,7	0,1	0,0	0,7	1,0	0,8	0,5	-0,1	0,2	0,0	-0,5	0,4	0,0	0,8	0,8
RadHH	0,6	0,6	0,1	0,0	0,6	0,8	1,0	0,5	0,0	0,2	0,0	-0,5	0,4	0,0	0,7	0,7
RMI	0,4	0,6	0,1	0,0	0,5	0,5	0,5	1,0	0,1	0,2	0,0	-0,3	0,7	0,0	0,5	0,5
SD	-0,1	0,0	0,4	0,1	-0,2	-0,1	0,0	0,1	1,0	0,4	0,3	0,2	0,1	0,0	-0,1	-0,1
Teutr	0,1	0,5	0,3	0,0	0,1	0,2	0,2	0,2	0,4	1,0	0,2	-0,3	0,1	0,0	0,2	0,2
TfN	0,0	0,0	0,2	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,2	1,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
Tox	-0,4	-0,7	0,3	0,2	-0,5	-0,5	-0,5	-0,3	0,2	-0,3	0,1	1,0	-0,2	0,0	-0,6	-0,6
TtA	0,4	0,5	0,1	0,2	0,5	0,4	0,4	0,7	0,1	0,1	0,1	-0,2	1,0	0,0	0,4	0,4
WatDep	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,1	0,1
Watfp	0,8	0,7	0,2	-0,1	0,7	0,8	0,7	0,5	-0,1	0,2	0,0	-0,6	0,4	0,1	1,0	1,0
Watfs	0,8	0,8	0,2	-0,1	0,8	0,8	0,7	0,5	-0,1	0,2	0,0	-0,6	0,4	0,1	1,0	1,0

Note : Les impacts agrégés représentent la somme totale des impacts après normalisation par les impacts moyens d'un habitant de l'UE27 (Norm) ou ce qu'ils devraient être pour respecter les frontières planétaires (Pbd). Dans ce dernier cas, les consommations de ressources et les émissions de substances toxiques ou ionisantes ne sont pas prises en compte.

La coloration des cellules indique si les coefficients sont proches de 1 (vert), -1 (rouge) ou 0 (blanc).

Tableau 40 : Récapitulatif des impacts moyens des filières étudiées, tous scénarii confondus, exprimés en impacts bruts, ou en équivalent habitant moyen (durable) de l'UE27

Catégorie d'impact	CV	Impacts moyens		Equivalents habitants	Equivalents habitants durables	Facteur de réduction requis par l'UE27 pour être durable	Axe de projection (ACP)
		Bruts	Unité				
Acid	-292%	-1,62E+03	molc H ⁺ eq	-34	-1	0,03	IIb
BPP*	64%	3,28E+02	tC.a	60	82	1,35	IIIb
Cancer	-117%	-7,89E-01	CTUh	-21 381	X	X	IIIa
Climate	-77%	-2,38E+06	kg CO ₂ eq	-238	-4 554	19,16	X
CSP*	21%	1,41E+01	tC	63	27	0,43	IIa
Ecotox	-197%	-1,46E+07	CTUe	-1 668	X	X	IIIa
ERP	96%	1,21E+02	t	11	101	9,17	IIa
Feutr	106%	3,43E+02	kg P eq	232	747	3,22	IIa
FRP	68%	3,31E+06	kg water	52	42	0,81	IIa
Locc	29%	2,70E+05	m ² a	32	X	X	X
LUse	-16%	-7,79E+07	kg C deficit	-1 044	X	X	X
Meutr	124%	2,25E+03	kg N eq	133	73	0,54	IIa
MF	57%	3,08E+06	m ³ water	34	79	2,31	IIa
MinDep	126%	5,58E+01	kg Sb eq	553	X	X	IIa
NRJ	108%	7,75E+06	MJ eq	54	X	X	Ia
OzDep	153%	7,04E-02	kg CFC-11 eq	3	1	0,28	Ia
OzF	145%	1,36E+03	kg NMVOC eq	43	544	12,70	Ia
PF	-32%	-9,00E+05	cmolc*m ² a/kg	-78	-180	2,32	IIIa
PM	88%	2,21E+02	kg PM2.5 eq	58	X	X	Ia
RadE	130%	2,29E-01	CTUe	X	X	X	Ia
RadHH	147%	4,21E+04	kBq U ²³⁵ eq	37	X	X	Ia
RMI	120%	4,73E+06	kg raw input	397	X	X	Ia
SD*	28%	7,90E+04	PLF*m ² a	51	33	0,66	IIIb
Teutr	-138%	-1,56E+04	molc N eq	-89	-9	0,10	IIb
TfN	266%	5,81E+02	m2	199	X	X	IIIa
Tox	-118%	-1,02E+01	CTUh	-19 057	X	X	Ib
TtA	594%	9,20E+01	m ²	15	X	X	(Ia)
WatDep	3677%	5,87E+03	m ³ water eq	72	12	0,17	X
Watfp	124%	3,06E+06	m ³ water	6	X	X	Ia
Watfs	107%	7,86E+05	m ³ water eq	10	X	X	Ia
Moyenne équipondérée				-1 430	-200	3,55	

* Impacts surestimés pour LORVER

Note : Le coefficient de variation (CV) correspond à l'écart-type divisé par la moyenne. Les croix signalent les indicateurs non calculés faute de facteur de normalisation, ou mal projetés sur les axes de l'ACP.

2. Paramètres clés

La Figure 39 et la Figure 40 présentent deux plans de projection des individus générés par l'analyse d'incertitude et la contribution des différents paramètres à ces plans. Elles font ressortir que les paramètres étudiés se répartissent en deux catégories, selon le niveau auquel ils agissent sur la variabilité des impacts :

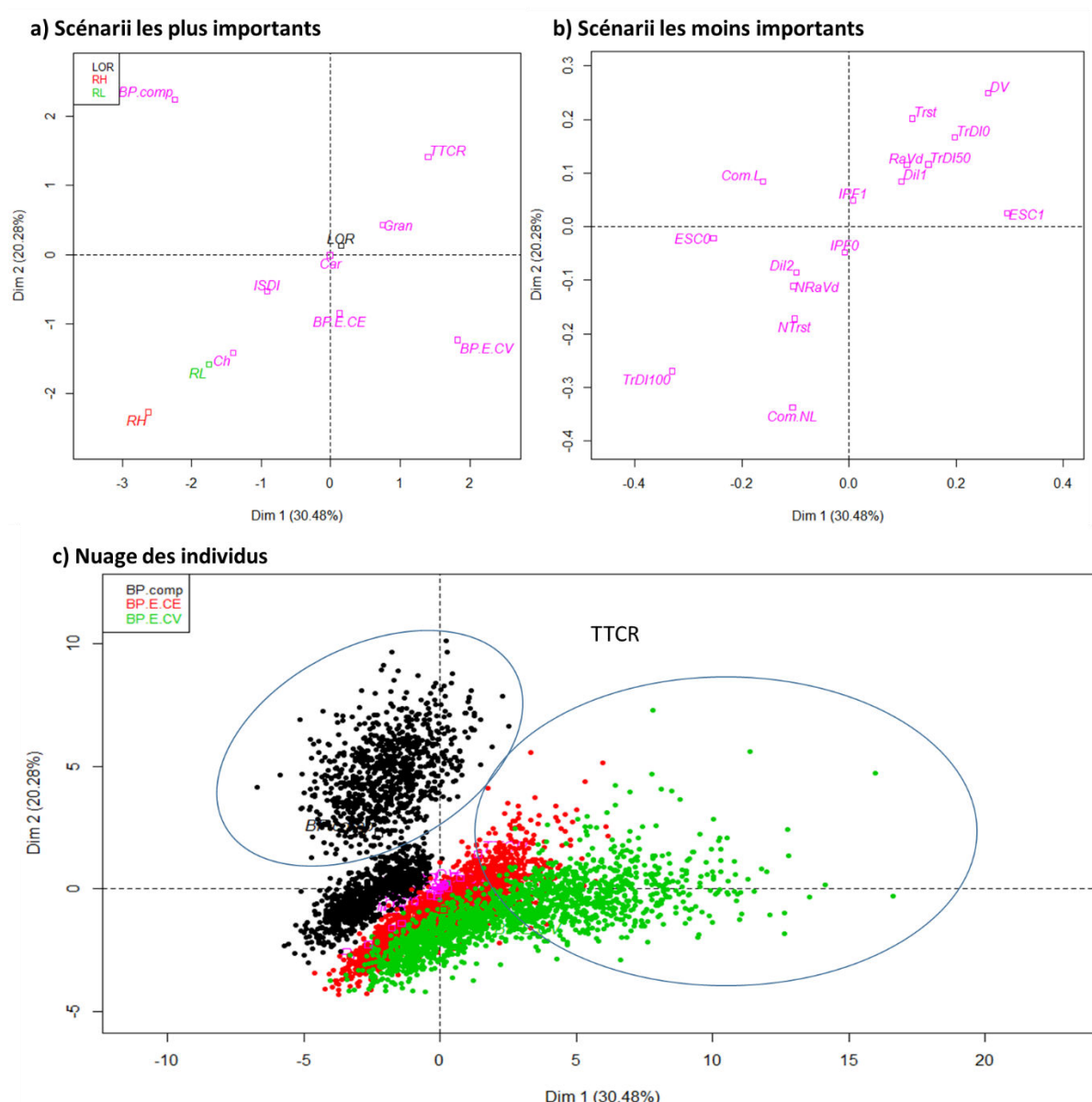
- a) les paramètres permettant de distinguer les scénarii les plus contrastés : la mise en place ou non d'un sol construit (LOR pour LORVER) ou, le cas échéant, le rendement agricole sans sol construit (RH pour rendement élevé, RL pour rendement bas) ; le type de culture mise en œuvre (Ch pour le chanvre, TTCR pour les ligneux) ; le mode de gestion alternatif des boues papetières et des déchets inertes ; la présence d'un effet sol construit ou non (ESC0 ; ESC1), qui stabiliserait durablement les polluants apportés par les matériaux ;
- b) les autres paramètres, sources de variabilité au sein d'un même scénario, mais avec une importance très faible, dans le contexte global des scénarii investigués. Ce sont : (1) la nature de la matière organique utilisée pour constituer l'horizon de surface (DV pour les déchets verts, Com pour le compost) et le risque de lessivage des nutriments qu'elles apportent (L ou NL en présence ou absence de lessivage) ; (2) le degré de pollution des matériaux apportés et la stabilisation des polluants déjà présents sur la friche ; (3) la mise en place ou non d'une zone de transit pour réceptionner les matériaux (Trst) ; (4) le besoin d'un retour à vide des camions (RaVd) et la distance parcourue pour la gestion des déchets inertes (0, 50 à 100 km : TrDI 0 – 50 – 100).

Les points (1) et (2) sont d'importance faible car les apports de matière organique sont faibles en proportion, comparés aux autres apports (boue papetière, inertes), donc leur contribution aux impacts globaux est faible comparée aux autres matériaux ; les matériaux apportés sont faiblement contaminés – autrement, les contraintes réglementaires pesant sur leur gestion seraient un obstacle majeur à leur utilisation dans un sol construit – et le flux de polluant quantifié au niveau de la friche est probablement faible⁵⁹.

Concernant le point (3), la mise en place de la zone de transit nécessite un décapage très superficiel (5 cm, négligeable face aux 100 à 150 cm de sol construit mis en place), peu de transport, et elle suppose une végétalisation du site ayant un effet de réhabilitation – probablement surestimé.

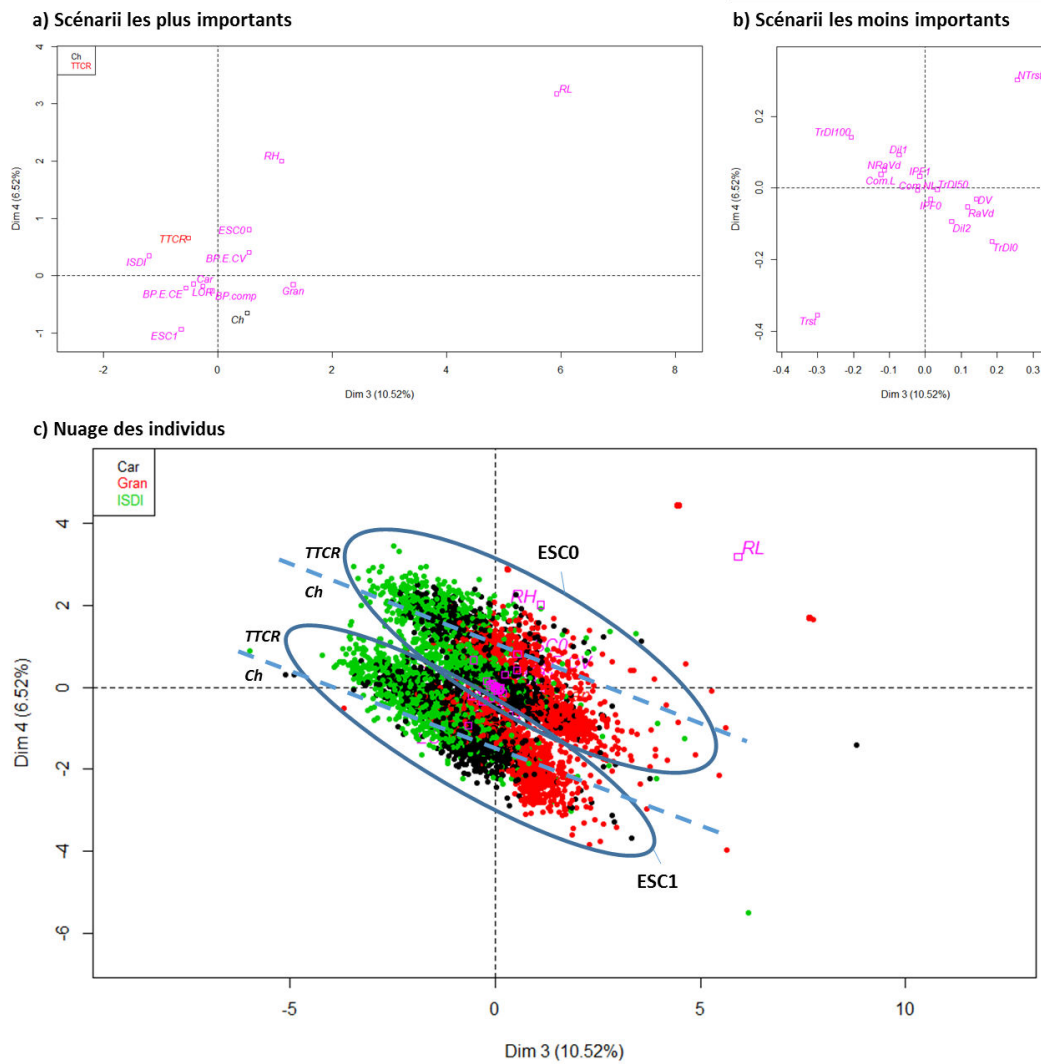
Enfin, l'impact des transports semble négligeable (4) car il est occulté par d'autres sources de variabilité plus importantes. En effet, quelle que soit la configuration (absence ou non de retour à vide, distance faible ou importante des matériaux inertes vers leur site de gestion alternative), les besoins en transports sont toujours nettement supérieurs à ceux qui auraient place en l'absence de sol construit. Par ailleurs, une fois retranchées les économies de transport vers une gestion alternative, les impacts du transport sont probablement de faible importance, comparés aux modes de gestion des matériaux. En revanche, pour une configuration {culture ; valorisations alternatives} donnée, la distance de transport des matériaux inertes devient un facteur de variabilité important, comme en témoigne la position extrême des points TrDI0 et TrDI100 sur les graphes des individus.

⁵⁹ Ce point mériterait d'être investigué à l'avenir, sur la base des réflexions relatées en annexe (cf. Annexe 4 : Prise en compte plus fine des polluants des matériaux et de la friche)



Ce plan distingue les individus selon la gestion alternative des boues papetières évitée par le sol construit (BP.comp : compostage, BP.E.CE : chaux éteinte, BP.E.CV : chaux vive) et le type de culture (TCR ou Chanvre)

Figure 39 : Graphe des individus et des scénarii les plus représentatifs des axes 1 et 2 pour l'ACP des résultats de l'analyse d'incertitude de la filière LORVER



Ce plan distingue les individus selon :

- le mode de gestion des déchets inertes (ISDI : envoi en ISDI ; Car : envoi en carrière ; Gran : valorisation en substitution de granulats) ;
- la présence d'un Effet Sol Construit (ESC1) ou non (ESC0) stabilisant les polluants apportés par les matériaux, et le type de culture mis en place.

Figure 40 : Graphe des individus et des scénarii les plus représentatifs des axes 3 et 4 pour l'ACP des résultats de l'analyse d'incertitude de la filière LORVER.

3. Agrégations successives des résultats

La Figure 41 présente la projection des variables d'indicateurs d'impact sur ces plans. Les variables les mieux projetées dans chaque plan ont été regroupées selon leur niveau de corrélation avec les axes. Dans ces groupes, les variables se comportent de manière très proche, vu qu'elles sont fortement corrélées. Agréger ces variables après normalisation présente donc un risque minimal de perte d'information.

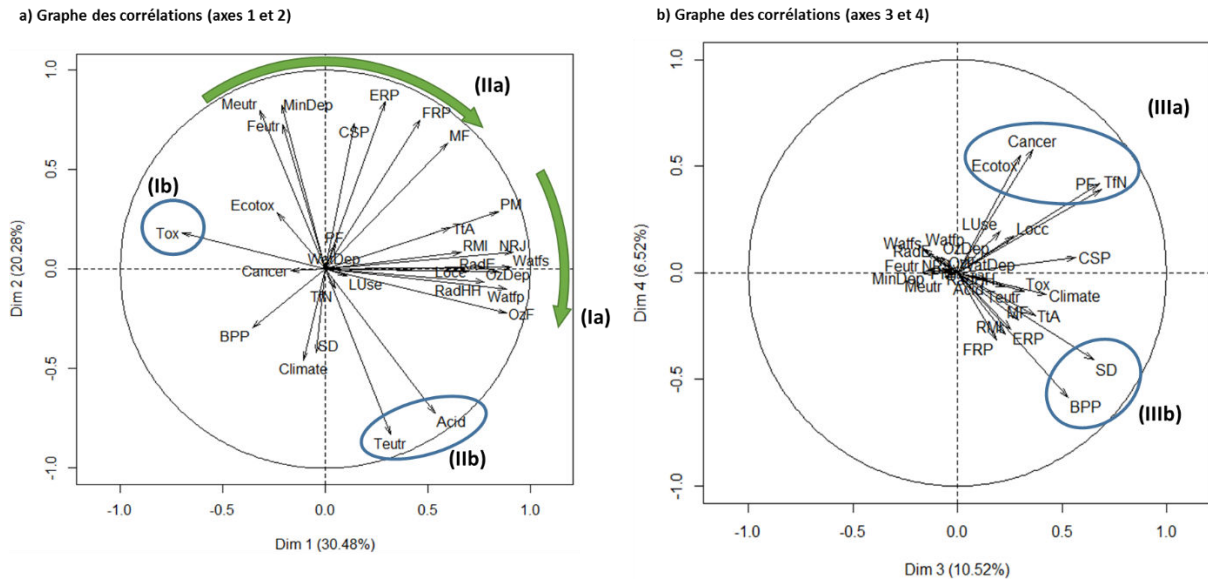


Figure 41 : Diagrammes des corrélations des résultats de l'analyse d'incertitude de la filière LORVER.

Les agrégations présentées dans cette section sont faites en normalisant les impacts par ceux d'un habitant moyen de l'UE27 en 2010, pour lequel le plus grand nombre d'impacts ont été estimés (cf. Chapitre II.D.1), puis en additionnant ces impacts. Les résultats de ces agrégations sont représentés pour les groupes Ia (Figure 42), Ib (Figure 43), IIa (Figure 44), IIb (Figure 45), IIIa (Figure 46), IIIb (Figure 47). Ils permettent de distinguer les impacts globalement défavorables à LORVER des impacts globalement favorables à LORVER. Une synthèse est faite de ces résultats en les agrégeant pour obtenir un indicateur unique par scénario.

a) Impacts défavorables à LORVER

Les impacts représentés par les axes Ia, IIa et IIIb (Figure 42, Figure 44 et Figure 47) concernent respectivement :

- Pour l'axe Ia : les impacts liés à la consommation d'énergie, notamment pour la production de chaux vive et les transports (diminution des ressources énergétiques, destruction de la couche d'ozone, formation d'ozone photochimique, émission de substances ionisantes, particules fines, empreinte eau) ;
- Pour l'axe IIa : les impacts liés à la consommation d'engrais (eutrophisation des eaux, épuisement des ressources minérales) et à la fourniture de certains services écosystémiques (contrôle de l'érosion, recharge de la nappe, filtration mécanique des eaux, stockage de carbone dans les sols). Les services écosystémiques sont plus fortement altérés par la filière TCCR, et ce indépendamment du type de valorisation des boues papetières (cf. Figure 39). Ils sont donc essentiellement imputables aux transports des matériaux ;
- Pour l'axe IIIb : la perte de biodiversité spécifique et de fertilité organique des sols, impactées négativement par l'artificialisation des sols induite par le transport des matériaux. Ces aspects sont cependant mal évalués par ces indicateurs. En effet, la biodiversité préservée par l'absence de défrichement pour produire de la biomasse n'est pas prise en compte, pas plus que le gain, même temporaire, de fertilité du sol construit par rapport à un sol agricole conventionnel. S'ils l'étaient, ces indicateurs seraient certainement favorables à LORVER.

Ces impacts, en particulier liés aux axes Ia et IIa sont globalement défavorables à LORVER :

- comme attendu, LORVER est désavantagé si les matériaux inertes qu'il consomme pouvaient être valorisés en substitution de granulats. Ce désavantage diminue si les inertes sont valorisés en comblement de carrière ou en ISDI ;
- LORVER est désavantagé si les boues papetières qu'il consomme pouvaient être valorisées, et ce d'autant plus si lesdites valorisations évitaient des impacts importants. Ceux-ci diffèrent selon que les boues évitent le recours à de la chaux vive (par épandage, axe Ia) ou à des engrais (par compostage, axe IIa).
- LORVER n'est avantagé que s'il évite un envoi en ISDI des matériaux inertes et un compostage des boues papetières ; autrement, les impacts de LORVER sont au mieux équivalents – si les inertes pouvaient être valorisés en comblement de carrière et les boues compostées – au pire très nettement supérieurs ;
- la filière TTCR, très grande consommatrice de boues papetières transportées sur de longues distances, est systématiquement désavantagée par rapport à la filière Chanvre.

b) Impacts favorables à LORVER

Hormis les impacts sur le climat, représentés par la Figure 48, les impacts représentés par les axes Ib (Figure 43), IIb (Figure 45), IIIa (Figure 46), IIIb (Figure 47) concernent respectivement :

- pour l'axe Ib : l'émission de substances toxiques non-cancérogènes, dominée par l'épandage de matière organique (compost ou boues papetières) contenant des métaux (ntmt zinc) ;
- pour l'axe IIb : l'acidification et l'eutrophisation des sols, dominées par les émissions d'ammoniac du procédé de compostage. En effet, l'axe IIb est fortement anti-corrélé avec la moyenne des scénarii basés sur l'évitement, par la construction de sol, du compostage des boues papetières. Le compostage est donc le seul responsable significatif de ces impacts, et son évitement permet des économies d'impacts significatives ;
- pour l'axe IIIa : (i) l'émission de substances toxiques cancérogènes ou écotoxiques, très dépendante de la présence d'un effet Sol Construit, qui stabiliserait les contaminants apportés par les matériaux, et (ii) la perte de filtration physicochimique des sols et le défrichement d'espaces naturels, très dépendants des gains de rendements permis par le sol construit.

Ces impacts présentent un bilan favorable pour LORVER, pour peu qu'il stabilise dans le sol construit des polluants et des gaz à effet de serre qui auraient été dissipés dans l'environnement, assure des rendements agricoles satisfaisants et réduise les besoins en compostage des boues papetières.

Sur les figures qui suivent, les scénarii décrivent la culture de chanvre (Ch) ou de TTCR (TTCR) ; la gestion des inertes en substitution de granulats (Gr), en ISDI (IS), ou en comblement de carrière (K) ; la valorisation des boues papetières en substitution de chaux éteinte (CE) ou vive (CV), ou en compostage (cp) ; la production sur une friche sans sol construit, avec des rendements agricoles faibles (RL) ou forts (RH) ; la présence ou non d'un effet Sol Construit (SC) qui stabiliserait les polluants apportés par les matériaux.

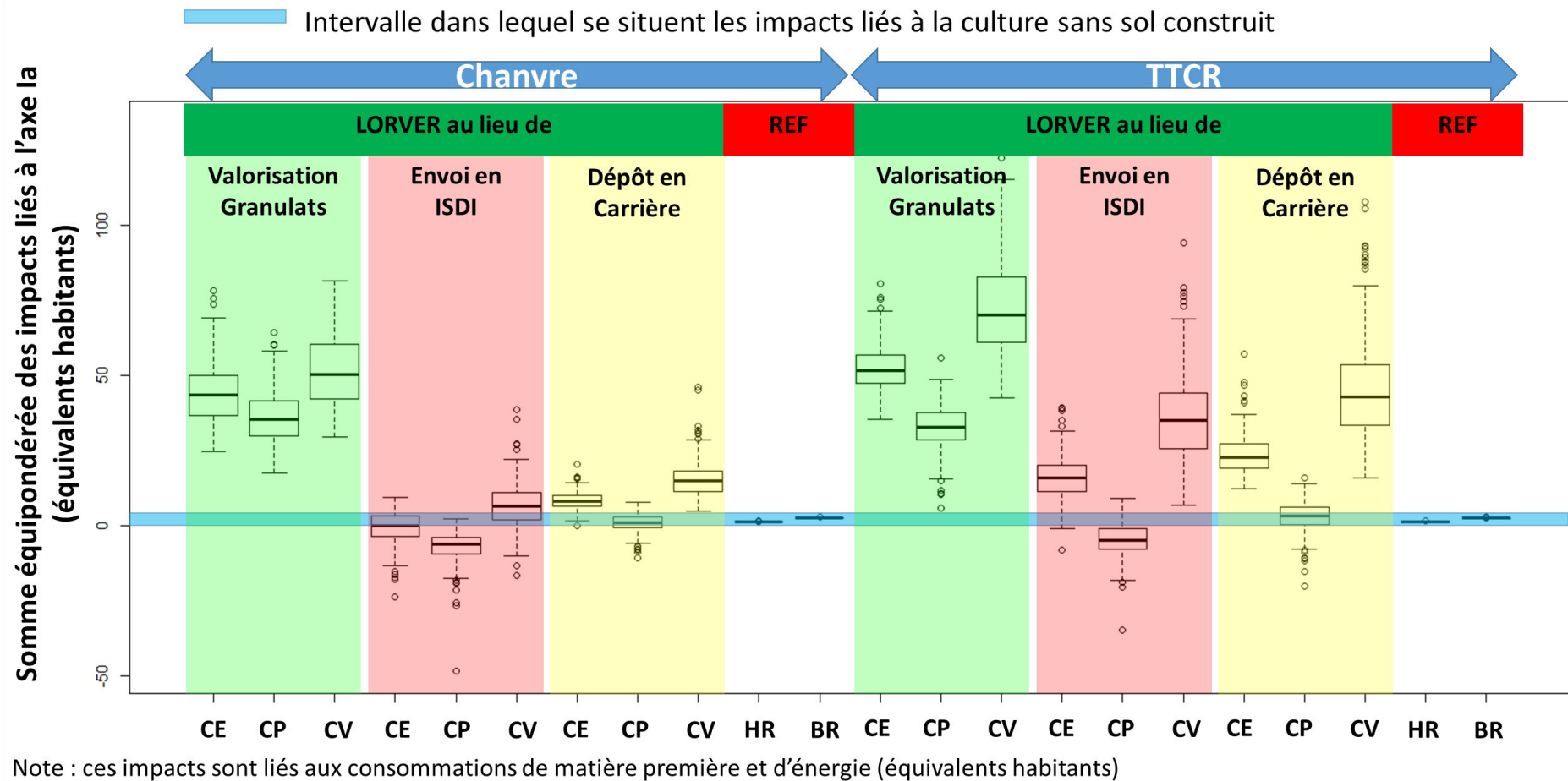
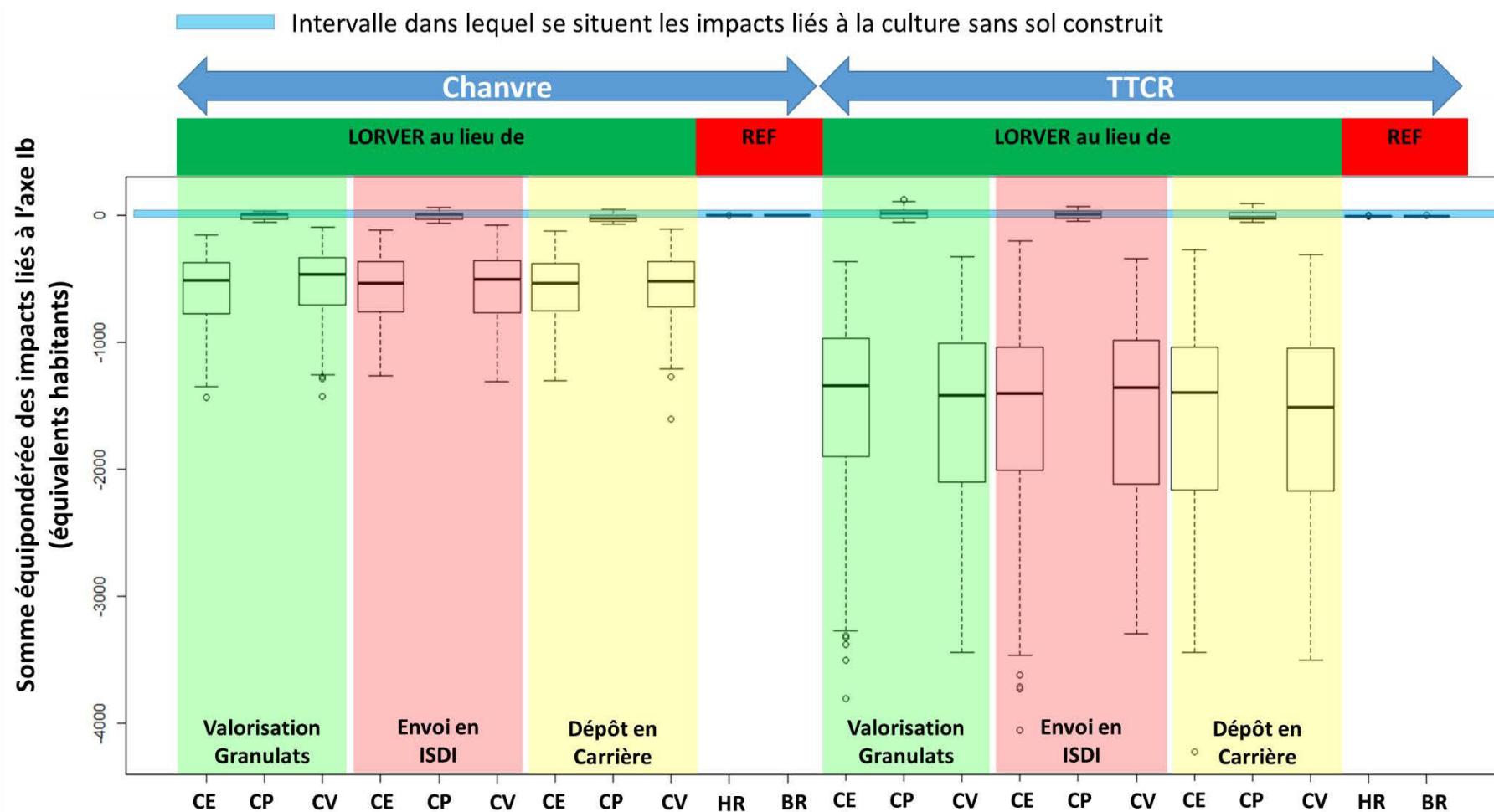
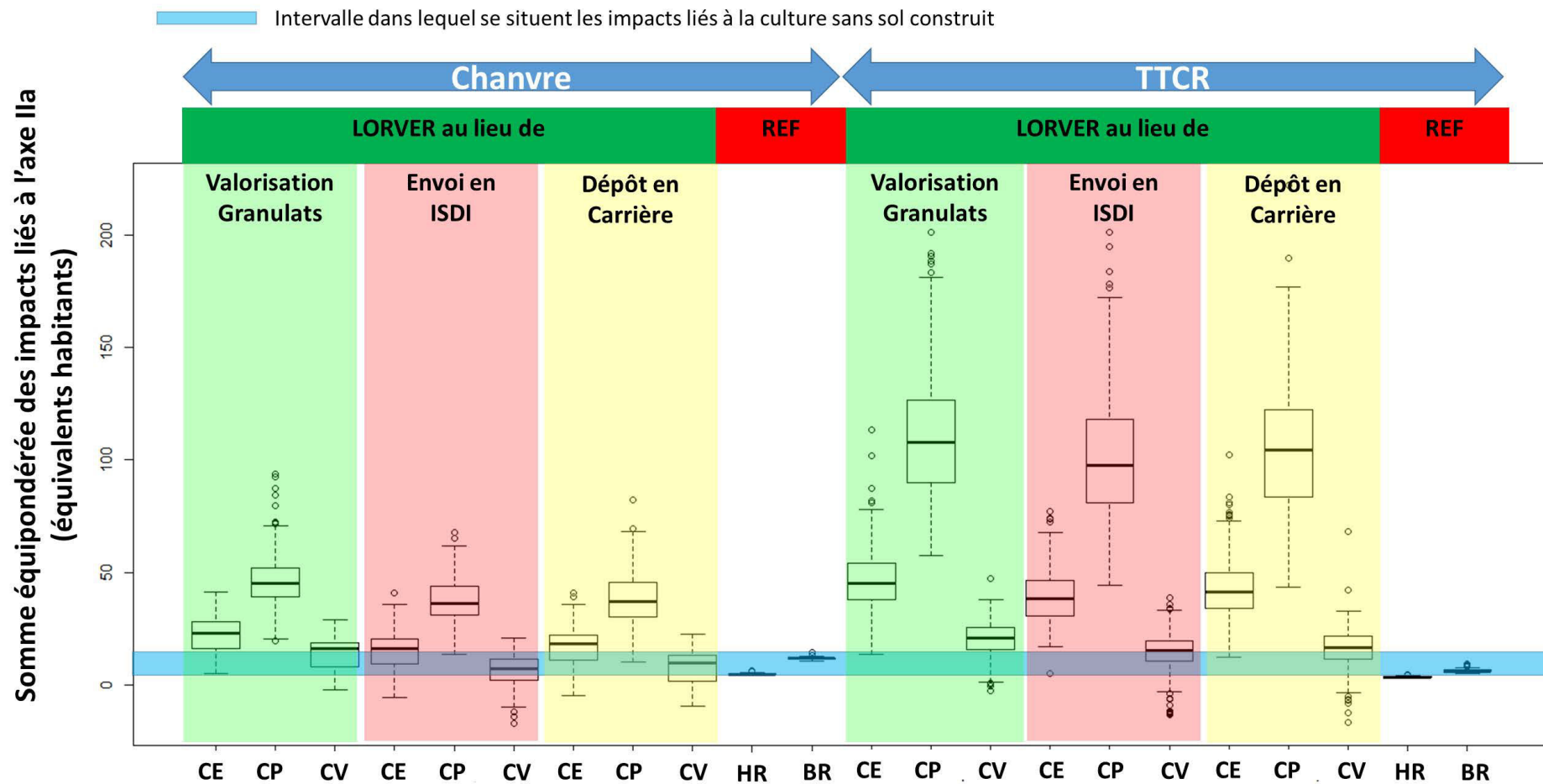


Figure 42 : Comparaison des impacts de l'axe la, agrégés et exprimés en équivalent-habitants, des différents scénarii générés et de leurs incertitudes



Note : ces impacts sont liés aux émissions de substances potentiellement toxiques (e.g. zinc), notamment pour la santé humaine

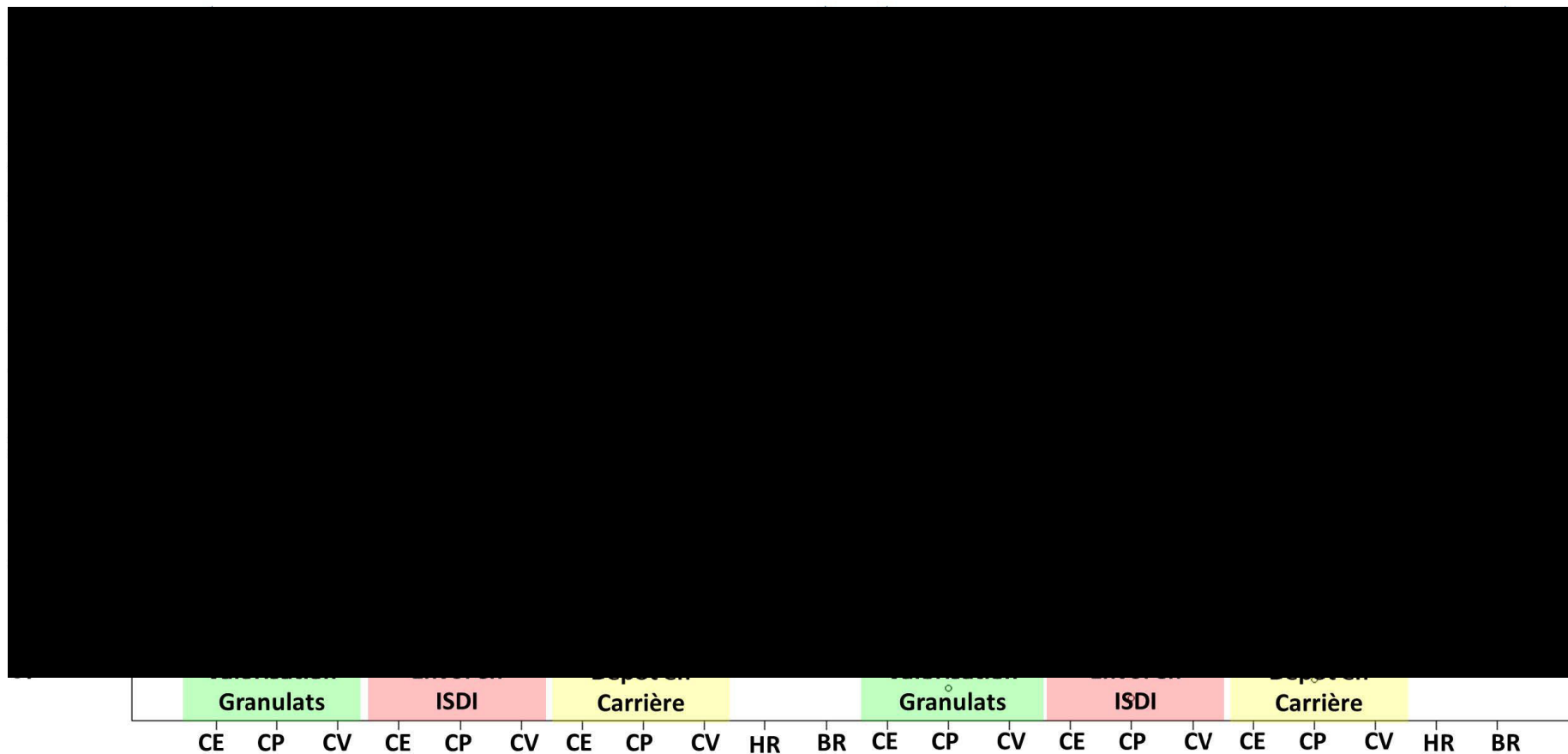
Figure 43 : Comparaison des impacts de l'axe Ib, agrégés et exprimés en équivalent-habitants, des différents scénarii générés et de leurs incertitudes



Note : ces impacts sont liés à la consommation de boues dont le compostage et l'utilisation ailleurs auraient permis des économies d'engrais de synthèse et préservé la qualité des eaux (eutrophisation), ainsi qu'à l'altération des services écosystémiques induite par l'artificialisation des sols (extraction de matières premières, transport de matériaux)

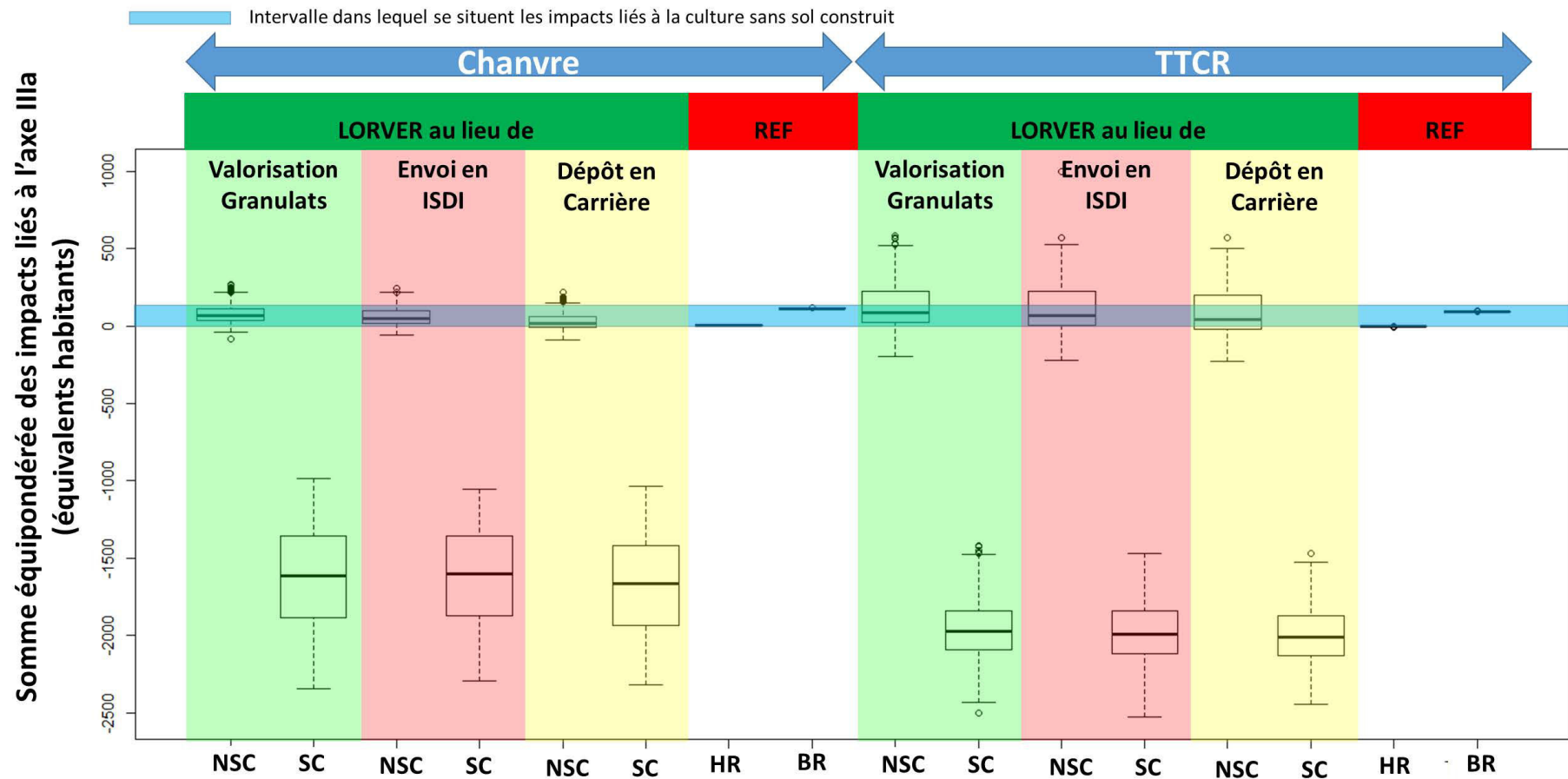
Figure 44 : Comparaison des impacts de l'axe IIa, agrégés et exprimés en équivalent-habitants, des différents scénarii générés et de leurs incertitudes

Intervalle dans lequel se situent les impacts liés à la culture sans sol construit



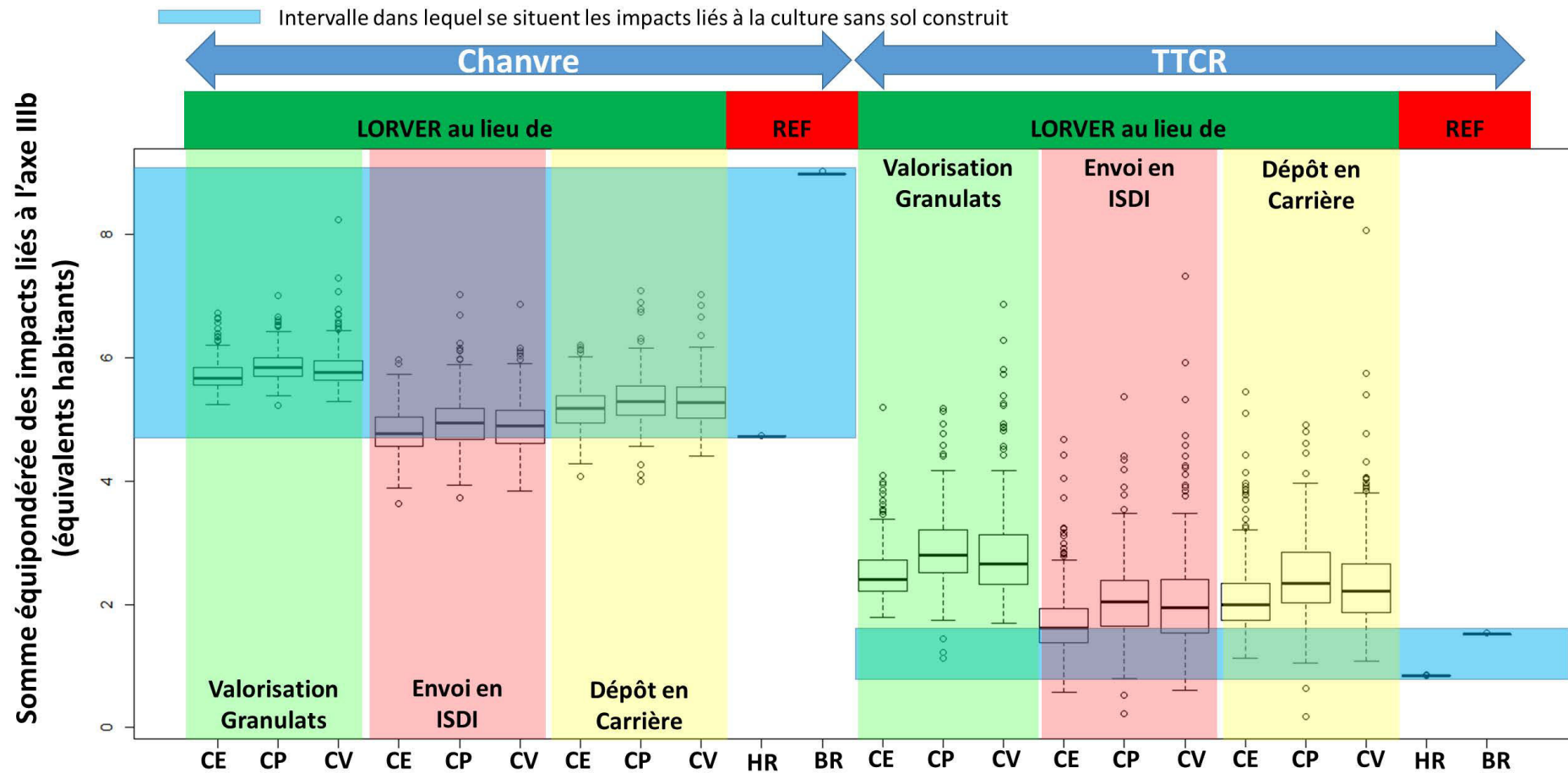
Note : ces impacts sont liés à l'eutrophisation et l'acidification des sols induites par les émissions d'ammoniac, auxquelles le compostage contribue fortement. En réduisant les quantités de boues compostées, LORVER réduit ces émissions.

Figure 45 : Comparaison des impacts de l'axe IIb, agrégés et exprimés en équivalent-habitants, des différents scénarii générés et de leurs incertitudes



Note : ces impacts sont liés à la mobilisation potentielle des polluants présents dans les matériaux et leurs effets sur la santé humaine et l'environnement. LORVER est favorisé s'il permet de stabiliser ces polluants.

Figure 46 : Comparaison des impacts de l'axe IIIa, agrégés et exprimés en équivalent-habitants, des différents scénarii générés et de leurs incertitudes.



Note : ces impacts sont liés à la perte de biodiversité spécifique et de fertilité biologique des sols.

Les impacts relatifs au sol construit sont surestimés, car il n'est pas tenu compte du fait que les teneurs en matière organique des horizons de surface des sols construits sont plus fortes que dans un sol naturel, pendant les premières années.

Figure 47 : Comparaison des impacts de l'axe IIIb, agrégés et exprimés en équivalent-habitants, des différents scénarii générés et de leurs incertitudes

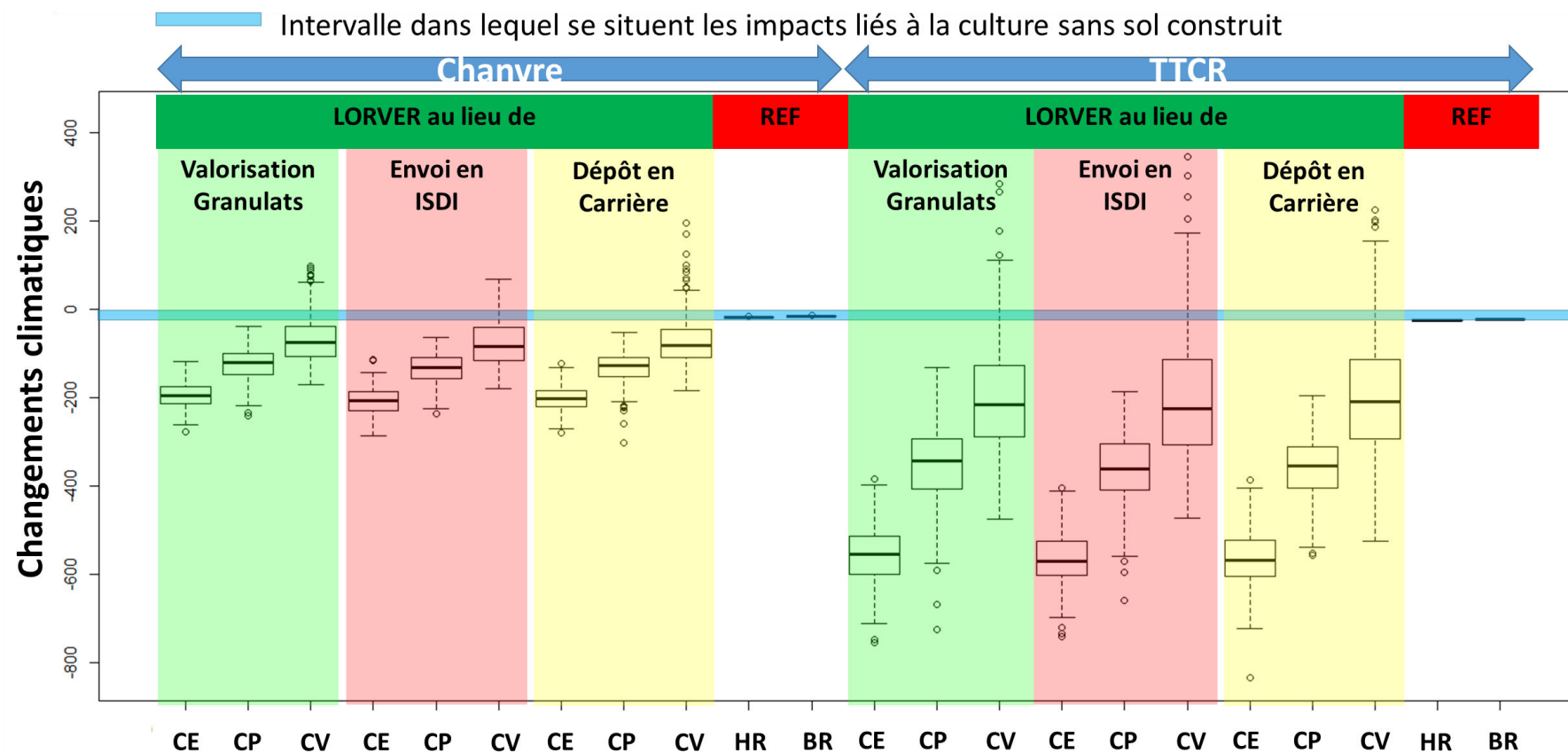
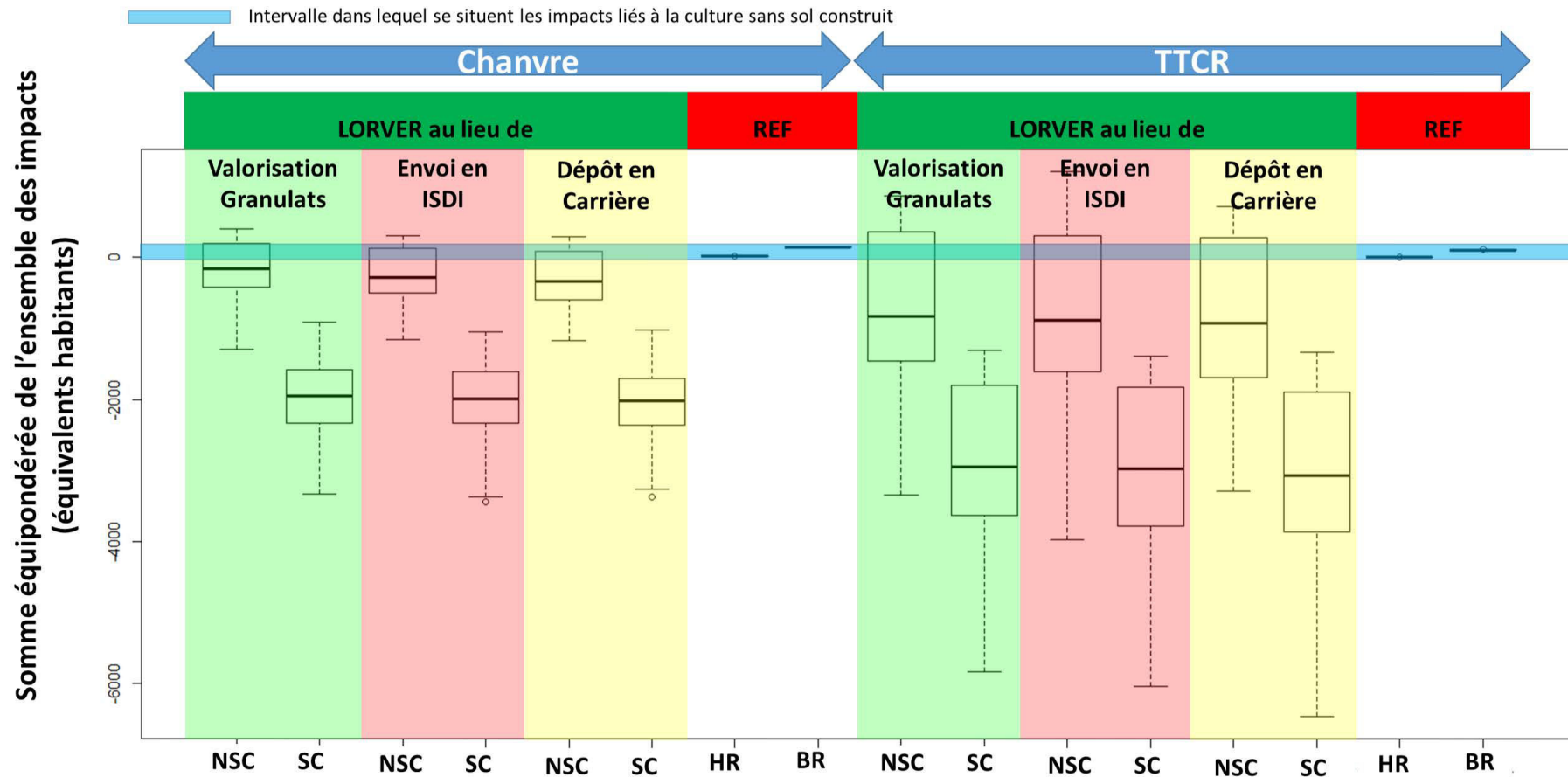


Figure 48 : Comparaison des impacts sur le climat, exprimés en équivalent-habitants, des différents scénarii générés et de leurs incertitudes



Note : la somme équi pondérée des impacts est très fortement corrélée aux impacts sur la santé humaine et environnementale, liés à la mobilité potentielle des polluants contenus dans les matériaux utilisables en construction de sol. Cela traduit l'importance relative de ces impacts

Figure 49 : Synthèse de l'ensemble des impacts des scénarii étudiés, exprimés en équivalent-habitants

c) Synthèse

La Figure 49 compare les impacts des différentes filières, une fois normalisés, équipondérés et agrégés en un seul indicateur⁶⁰. Elle fait ressortir le bilan global positif de LORVER. Ce dernier est dû à l'importance relative, après normalisation, du bénéfice environnemental associé à la construction de sol : stabilisation durable de polluants (axes Ib, IIIa) et du carbone apporté par les boues papetières, à la fertilité restaurée de la friche à réhabiliter, et la préservation des espaces naturels (par défrichement agricole évité).

Il convient néanmoins de rappeler que l'épandage de matière organique sur de grandes surfaces, auquel la construction de sol se substitue, ne semble pas présenter d'impact significatif à court et moyen termes (Benoît et al., 2014) (cf. Annexe 4 : Prise en compte plus fine des polluants des matériaux et de la friche). En conséquence, il est probable que soient surestimés les impacts des émissions de polluants évitées par la construction de sol, et le poids de ces impacts dans l'évaluation globale. A l'inverse, certains impacts (fourniture de services écosystémiques, biodiversité, fertilité des sols) ont été considérés de façon générique, ce qui tend à minorer les bénéfices attribués au sol construit pour ces catégories.

Les points faibles de LORVER sont le fait que certains matériaux utilisés peuvent être déjà valorisés de façon pertinente, et économiser des ressources dont l'extraction et la transformation sont polluantes ; et, dans une moindre mesure, ses forts besoins en transports – la construction de sol concentre sur une surface restreinte de fortes quantités de matériaux, pas nécessairement produits à proximité.

Ainsi, paradoxalement, LORVER peut causer une plus grande artificialisation des sols qu'un scénario alternatif, s'il n'évite pas l'envoi de matériaux inertes en ISDI, et se montrer plus consommateur d'énergie fossile, s'il accroît la demande en chaux (ntmt vive) ou en fertilisation minérale.

Valoriser des ressources secondaires actuellement peu valorisées localement (à moins de 100 km de leur site de production), et sans accroître ailleurs la demande en ressources nobles (chaux, granulats), est donc un enjeu fort pour améliorer la performance de LORVER.

Il conviendrait de déterminer la distance minimale que devraient parcourir les matériaux délaissés pour une valorisation secondaire, au-delà de laquelle LORVER serait nécessairement avantage. Cette distance serait d'autant plus grande que les pollutions évitées par la valorisation des matériaux sont importantes.

⁶⁰ Certains indicateurs traitent plusieurs fois les problématiques liées aux ressources et aux prélèvements d'eaux. En un sens, donner le même poids à tous les indicateurs revient donc à accroître l'importance relative des problématiques liées aux ressources. Néanmoins, considérant la faiblesse des indicateurs Ressources après normalisation, comparés aux indicateurs relatifs aux polluants, cette approche est préservée.

Chapitre V. Discussion générale

« Un voyage de mille lieues commence toujours par un premier pas. »

Lao-Tseu

Ce chapitre revient sur quelques indicateurs proposés dans le cadre de cette thèse en réponse aux limites des indicateurs ILCD relatifs à l'usage des sols et aux consommations d'eau. A partir de l'étude sur le projet LORVER, il suggère des stratégies envisageables à plus long terme pour ces indicateurs et ceux qu'ils cherchaient à compléter.

Il précise également des pistes qui avaient été abordées au cours de cette thèse pour prioriser les impacts étudiés en fonction de leur gravité, tenir compte du caractère limité des ressources, appréhender le rôle de la biodiversité et le risque que sa dégradation fait porter sur la fourniture de services écosystémiques. Ces pistes n'avaient cependant pas pu être explorées, car elles nécessitaient une quantité importante de données pour fournir des résultats opérationnels.

A. Indicateurs développés

Cette section revient sur certains indicateurs utilisés dans cette thèse pour pallier les déficiences des indicateurs sur l'usage des sols et la consommation d'eau et propose des approches complémentaires.

Elle suggère également une classification des impacts basée sur les frontières planétaires, qui complète la priorisation des impacts proposée dans le Chapitre II.D.1.c). Elle n'a pas été utilisée dans cette thèse faute de suffisamment (1) de frontières planétaires identifiées et (2) de précision dans l'évaluation de la valeur sociale générée par les systèmes étudiés. Cette classification serait néanmoins utile à l'avenir pour prioriser les axes d'amélioration des performances environnementales des systèmes étudiés.

1. Méthodes d'évaluation

Les indicateurs liés à l'usage des sols et aux consommations d'eau, tels que recommandés par l'ILCD, répondaient à des problématiques spécifiques, rappelées dans le Tableau 41. Ces problématiques justifiaient le développement d'indicateurs marginaux, *i.e.* basés sur une différence d'état (pour les sols) ou de flux (pour les eaux).

Néanmoins, ces approches marginales génèrent des incertitudes considérables ou impliquent des hypothèses contestables de réversibilité de certaines transformations. Ceci a justifié, dans cette thèse, le recours à des indicateurs non basés sur ces approches. Les résultats de ces indicateurs sont discutés ici, et des propositions d'amélioration sont proposées.

Tableau 41 : Rappel du principe et des limites des indicateurs eau et sols recommandés par l'ILCD

Type d'indicateur	Consommation d'eau	Usage des sols
Approche marginale	Prélèvement - Rejet	Etat final - Etat initial
Problématique	Mesurer l'impact des activités humaines sur les ressources hydriques Ne pas tenir compte des eaux rejetées sans altération importante (<i>e.g.</i> hydroélectricité)	Tenir compte de l'état initial des sols alors que l'inventaire considère leurs états initial et final comme deux flux distincts
Problème	Ecart entre prélèvement et rejet souvent très faible devant les incertitudes sur ces flux Absence de contrainte sur la variation de ces flux lors de l'analyse d'incertitude ⇒ Incertitude considérable sur le résultat	Possibilité de transformations irréalistes négligeant les dommages irréversibles ou nécessitant un long temps de régénération (<i>e.g.</i> site minier -> forêt)

a) Consommations d'eau

Dans le cas de l'étude LORVER, le Tableau 40 rappelait que les indicateurs sur le prélèvement total d'eau, en flux physiques ou en tenant compte de sa rareté locale (resp. Watfp et Watfs), présentaient des incertitudes plus de 30 fois plus faibles que l'indicateur sur la consommation d'eau douce (WatDep). Par ailleurs, leur très bonne corrélation avec les indicateurs de consommation d'énergie (cf. Tableau 39) indique que l'essentiel des prélèvements d'eau douce a une vocation énergétique (hydroélectricité, refroidissement de centrales thermiques, etc.).

Néanmoins, les indicateurs développés traduisent une dépendance à la ressource bien plus qu'une consommation de celle-ci. Il reste donc nécessaire de prendre en compte les rejets d'eau dans l'environnement, mais le bilan hydrique (en flux physiques) doit être respecté en permanence. Or, s'il est respecté dans les données moyennes fournies par Ecolnvent, il ne l'est pas lors des analyses d'incertitudes (cf. Chapitre II.C.3.c)).

Pour conserver une approche basée sur la consommation d'eau bleue, il importe donc que les rejets ne soient plus indépendants des flux d'eau entrante, mais bien liés à eux, par exemple par un coefficient de proportionnalité. Ce dernier pourrait se voir attribuer une incertitude, mais ne devrait en aucun cas être supérieur à 1.

Cela implique de changer la façon dont sont calculés les inventaires sous SimaPro, lors des analyses d'incertitudes : les distributions de probabilité ne sont plus affectés à des flux considérés comme indépendants, mais bien aux paramètres – souvent communs – qui les régissent. La fiabilité des résultats s'en trouverait considérablement renforcée.

Une telle approche mériterait d'être appliquée à l'ensemble des flux inventoriés, et non seulement ceux relatifs à l'eau, parmi lesquels, notamment : les changements d'usage des sols, les parts de marché de certaines technologies (ou contributions à un mix énergétique).

Enfin, une piste qui n'a pas été explorée dans cette thèse est la consommation d'eau verte (*i.e.* d'eau de pluie utilisable directement par les plantes) par les cultures étudiées dans le cadre de LORVER. Sur 20 ans, en supposant une précipitation annuelle de 700 mm, le flux cumulé d'eau verte sur un hectare de culture est de 140 000 m³, soit un montant plus de 20 fois inférieur au prélèvement d'eau bleue pour les usages énergétiques, qui est estimé à 3 000 000 m³. Néanmoins, si l'on considérait les consommations effectives, et non les prélèvements, les impacts sur la ressource en eau seraient certainement dominés par l'exploitation agricole.

b) Usage des sols

Cette thèse propose (1) de systématiquement rappeler le bilan des surfaces défrichées ou artificialisées et (2) de ne tenir compte que de l'occupation des sols dans l'évaluation des impacts d'un système sur les services écosystémiques. Pour les éléments du système susceptibles de générer des transformations / occupations de surfaces importantes, certains proxys ont également été corrigés.

Ces ajustements paraissaient nécessaires en première approche : l'hypothèse de régénération spontanée des sols, voire leur retour quasi-instantané à un état naturel étaient en effet difficilement conciliables avec les spécificités des sols fortement dégradés, étudiés dans cette thèse.

En cas d'agrégation des impacts de transformation et d'occupation des sols – bien que celle-ci ne soit pas recommandée – il convient d'être vigilant aux états initial et final des sols étudiés, de façon à limiter les compensations d'impacts dans des successions de transformations. Par exemple, la réhabilitation d'une carrière en forêt devrait être décrite par une transformation vers une catégorie de couvert spécifique, pour tenir compte de ses spécificités (cf. Tableau 22).

2. Priorisation des actions grâce aux frontières planétaires

a) Principe

Afin de prioriser les impacts sur lesquels agir pour augmenter la durabilité d'un système, il semble important de les comparer avec (1) la moyenne des impacts générés sur la zone géographique étudiée, pour juger de la significativité des impacts du système ; et avec (2) la moyenne des impacts acceptables sur cette zone, pour juger de la durabilité du système. Ainsi, pour chaque impact étudié, il est possible de définir les indicateurs suivants :

- I^* : les impacts du système étudié divisés par le nombre d'individus qu'il soutient. Ce nombre d'individus peut être évalué à partir du nombre d'équivalents-temps plein générés par le système, sa création de valeur exprimée en équivalent-habitant (*e.g. via* le PIB par habitant ou le nombre d'emplois créés) ou autre. Une évaluation précise peut être faite à partir des Tables Entrées/Sorties (Leontief, 1986) ;
- Norm : les impacts générés actuellement par un habitant moyen de la zone étudiée, en l'occurrence l'UE27 ;
- Pbd : les impacts maximum que peut générer un habitant moyen pour ne pas compromettre les écosystèmes.

Par ailleurs, différents ratios sont introduits pour faciliter les comparaisons :

- Un indice de significativité des impacts du système étudié, $\alpha = \frac{I^*}{\text{Norm}}$ qui permet de comparer les impacts de ce système avec les impacts d'un habitant moyen sur le territoire de référence ;
- Un indice de durabilité des impacts du système, $\beta = \frac{I^*}{\text{Pbd}}$ qui compare les impacts avec ce qu'un habitant moyen ne devrait pas excéder pour être considéré comme durable ;
- Un indice de priorité des impacts, ou encore de durabilité collective du territoire étudié, $\gamma = \frac{\text{Norm}}{\text{Pbd}} = \frac{\beta}{\alpha}$ qui détermine si, en moyenne sur le secteur géographique considéré, les frontières planétaires ne sont pas dépassées.

Pour rappel, les valeurs des indicateurs Norm et Pbd et γ ont déjà été fournies dans le Tableau 17, dans la mesure des données disponibles. Elles sont supposées toujours strictement positives pour permettre une normalisation des impacts bruts du système étudié.

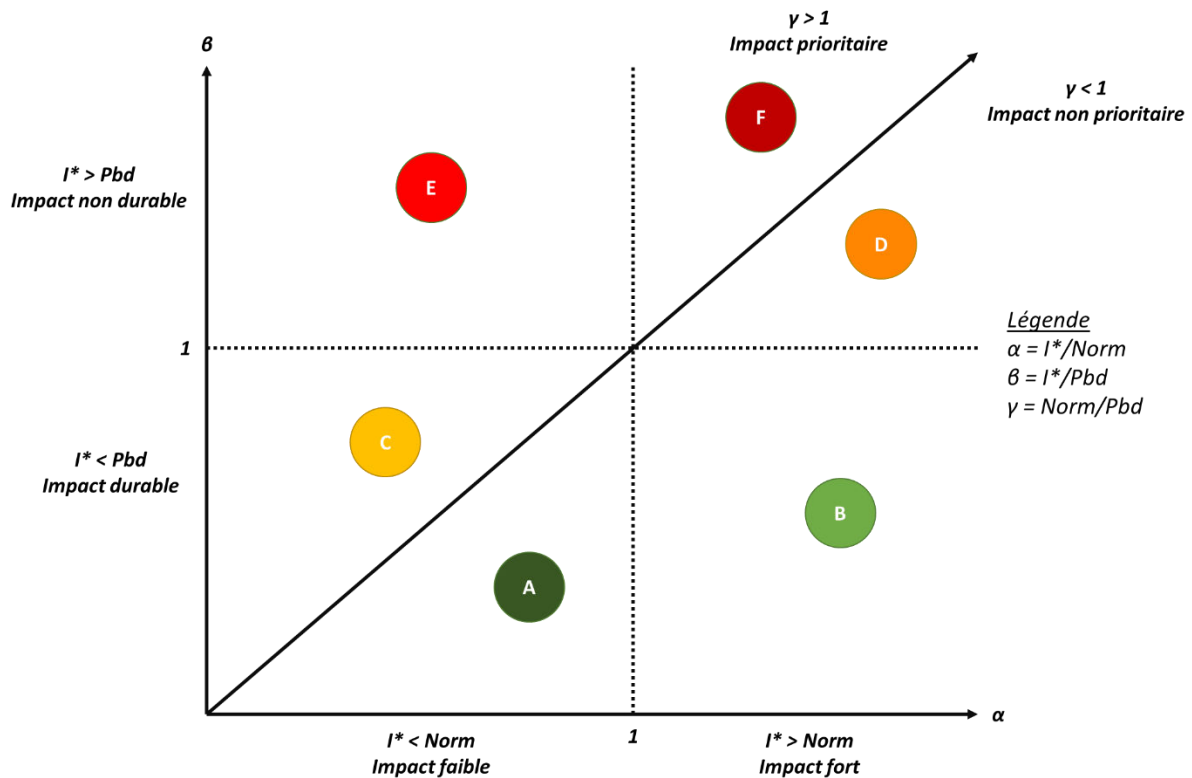
Selon les valeurs des indices α , β et γ , il est dès lors possible de classer les indicateurs en six catégories, comme illustré par la Figure 50. Ces catégories sont classées par ordre croissant de gravité des impacts :

- Catégorie A : impacts faibles comparés à la moyenne, compatibles avec les limites des écosystèmes, à l'échelle du système comme de la zone géographique étudiée. Cette catégorie correspond au cas d'un système exemplaire dans un milieu géré durablement ;
- Catégorie B : impacts compatibles avec les limites des écosystèmes, mais pour lesquels le système étudié n'est pas exemplaire. Son développement dans des proportions importantes est susceptible de dégrader les impacts moyens, mais ne pose pas encore de problème majeur ;
- Catégorie C : impacts faibles par rapport à la moyenne et aux limites des écosystèmes localement, mais pour lesquels les activités de la zone géographique étudiée ne sont pas durables. Le développement de toute activité est fortement contraint du point de vue environnemental, et devrait notamment contribuer à réduire les impacts. Les efforts à consentir doivent plus porter sur le reste du territoire que sur le système étudié, exemplaire individuellement ;
- Catégorie D : impacts pour lesquels le système étudié n'est ni exemplaire vis-à-vis des autres activités, ni compatible avec les frontières planétaires. Si globalement, les impacts sont compatibles avec les limites des écosystèmes, il importe d'être vigilant au niveau local, quand cela est pertinent ;
- Catégorie E : impacts pour lesquels le système étudié comme la zone géographique dans laquelle il est implanté dépassent les frontières planétaires. Si le système présente de meilleures performances que la moyenne, elles restent insuffisantes ;
- Catégorie F : impacts pour lesquels le système n'est ni exemplaire, ni durable, alors que la zone étudiée doit réduire ses impacts. Le système étudié devrait réduire significativement ses impacts.

b) Application

Les catégories D, E et F correspondent aux impacts pour lesquels le système étudié excède, à son échelle, les capacités des écosystèmes et pour lesquelles des actions de réduction devraient être mises en place en priorité. La catégorie C traduit la situation d'un système exemplaire au regard de l'impact étudié ; si une réduction de l'impact global est nécessaire, elle ne doit pas forcément être l'apanage du système étudié. Les catégories A et B correspondent aux indicateurs pour lesquels il ne semble pas nécessaire d'engager de réduction particulière des impacts.

Ces descriptions pourraient servir de base à l'élaboration de facteurs de pondération afin d'agréger les résultats d'ACV du système étudié.



Remarque : Les catégories sont classées dans l'ordre alphabétique et selon une gravité croissante des impacts.

Figure 50 : Classification d'un indicateur d'impact selon la valeur de ses indices de significativité α , de durabilité β et de priorité γ

La méthodologie présentée ici traite des impacts globaux d'un système, ramenés au nombre de personnes dont il assure l'activité. Cet indicateur de performance, s'il permet une comparaison entre des systèmes assurant des fonctions différentes, ne doit pas faire oublier que :

- 1) des impacts globaux jugés satisfaisants peuvent très bien dissimuler des dépassements des limites des écosystèmes à l'échelle locale. Le risque d'une telle situation est surtout présent pour des impacts se manifestant localement (e.g. une accumulation de nitrates sur une parcelle, surconcentration de particules fines ou de COV dans une ville) ;
- 2) du point de vue environnemental, c'est bien l'impact total généré par les activités humaines, et non l'impact par habitant / unité de valeur ajoutée qui doit être compatible avec les limites des écosystèmes. Si les gains en performance environnementale augmentent moins vite que la croissance de l'activité, cette dernière ne peut probablement pas être considérée comme durable.

c) Exemple de LORVER

La méthode présentée dans cette section pourrait être appliquée à LORVER, notamment en considérant les emplois générés dans les deux scénarii. Cependant, s'il a été possible d'évaluer les emplois créés dans le foreground de LORVER, il n'en est pas de même pour son background et pour le scénario REF. Il ne semblait donc pas pertinent de présenter des résultats basés sur une information aussi partielle. Les paragraphes suivants détaillent les données utilisables.

Emplois directs de LORVER

Le nombre d'emplois générés par la filière LORVER, pour un hectare de friche réhabilitée et sur les 20 ans d'exploitation, est estimé à 2,66 équivalents temps plein (ETP), où 1 ETP correspond à une charge de travail de 240 jours-hommes. Il se compose, en fonction des étapes du cycle de vie, de la façon suivante :

- Transport des matériaux : cette étape mobilise 383 jours-hommes pour les 2,25 ha de friche réhabilitée, soit 0,7 ETP/ha ;
- Construction de sol : cette étape mobilise quatre personnes pendant toute la durée du chantier (six mois), soit 2 ETP, à laquelle se rajoutent 0,5 ETP pour les travaux préparatifs (administratifs), soit 1,1 ETP/ha ;
- Exploitation agricole : le nombre d'ETP générés par l'exploitation agricole est estimé, en première approche à partir de statistiques nationales (Agreste, 2015). Ainsi, en 2013, la surface agricole totale des petites exploitations était de $1,886.10^6$ ha, et générait de l'activité pour $80,9.10^3$ ETP sur une année. Il en ressort que l'exploitation d'un hectare de parcelle agricole pendant 20 ans génère de l'activité pour en moyenne $20 \cdot 80,9.10^3 / 1,886.10^6$ ha = 0,86 ETP/ha.

Cette estimation ne tient pas compte :

- du fait que sur des exploitations de très petite taille (<5 ha), le nombre d'ETP par hectare est sans doute nettement plus élevé ;
- de l'activité générée en amont des étapes investiguées ici (consommation de ressources, infrastructures, emplois liés à la valorisation des déchets, etc.).

Données manquantes

Pour quantifier l'activité amont aux procédés LORVER et celle induite par REF, il faudrait que l'ensemble des procédés investigués sur tout le cycle de vie fassent l'objet d'une évaluation du nombre d'ETP générés par unité fonctionnelle. En l'absence de telles données, cette activité pourrait être estimée grâce à des méthodes analyse économique comme l'Analyse Entrées/Sorties (Leontief, 1986). Cela supposerait de pouvoir quantifier les flux économiques (recettes / dépenses) associées aux flux physiques inventoriés dans l'ACV, ce qui pose le problème du caractère souvent confidentiel de telles données commerciales.

B. Frontières planétaires : Consommation de ressources

Cette section traite la problématique de la fixation de frontières planétaires pour la consommation des ressources. Dans le cas de ressources non renouvelables, le seuil à ne pas dépasser est censé être nul, ce qui pose des difficultés pratiques (cf. Chapitre II.D.1). Par ailleurs, souvent, le prélèvement est moins un problème environnemental que socio-économique : certaines ressources peuvent être considérées indispensables aux activités humaines (*e.g.* granulats, métaux), mais accessoires pour les écosystèmes.

Cette section propose des pistes à investiguer pour intégrer ces contraintes. Elle considère notamment le prélèvement et le recyclage des ressources, et intègre leur possible dégradation (a). Elle propose des valeurs seuils pour ces flux en tenant compte (b) de contraintes physiques (ressources limitées), (c) de la nécessaire adéquation des flux et stocks aux besoins, et (d) du temps nécessaire aux transitions technologiques pour remplacer les ressources non renouvelables.

Remarque : La consommation des ressources est considérée ici uniquement à l'aune de leur possible épuisement. Les impacts environnementaux associés aux procédés d'extraction ou de recyclage ne sont pas considérés.

1. Modèle conceptuel

La Figure 51 représente schématiquement les principaux flux et stocks physiques d'une ressource donnée, variables dans le temps (t). Ils consistent en :

- un stock de ressources primaires $S_I(t)$: ce sont les ressources extractibles par l'Homme, a minima dans des conditions technico-économiques satisfaisantes (*e.g.* minerais, réserve d'hydrocarbures ou d'eau douce). La qualité de ces ressources (*e.g.* teneur en métaux d'intérêt, facilité d'usage) est souvent supérieure à celle des déchets ;
- un stock de ressources utilisées $S_U(t)$: ce sont les ressources en circulation dans les activités économiques (l'anthroposphère). Leur utilisation courante les rend indisponibles. Il s'agit par exemple des terres rares contenues dans un téléphone, ou de matériaux de construction dans un bâtiment en place ;
- un stock de déchets ou ressources secondaires $S_{II}(t)$: ce sont les ressources actuellement enfouies, mises de côté sans être utilisées, aisément récupérables pour être recyclées dans les conditions technicoéconomiques actuelles ou à moyen terme ;
- un flux d'extraction de ressources primaires $P(t)$, qui traduit le niveau d'entrée de ressources depuis l'environnement vers la technosphère ;
- un flux de production de déchets $D(t)$, qui sont délaissés par leurs derniers usagers et rendus potentiellement disponibles pour des procédés de recyclage ;
- un flux de recyclage des déchets $Rec(t)$, qui retourne les ressources recyclées dans les circuits économiques.

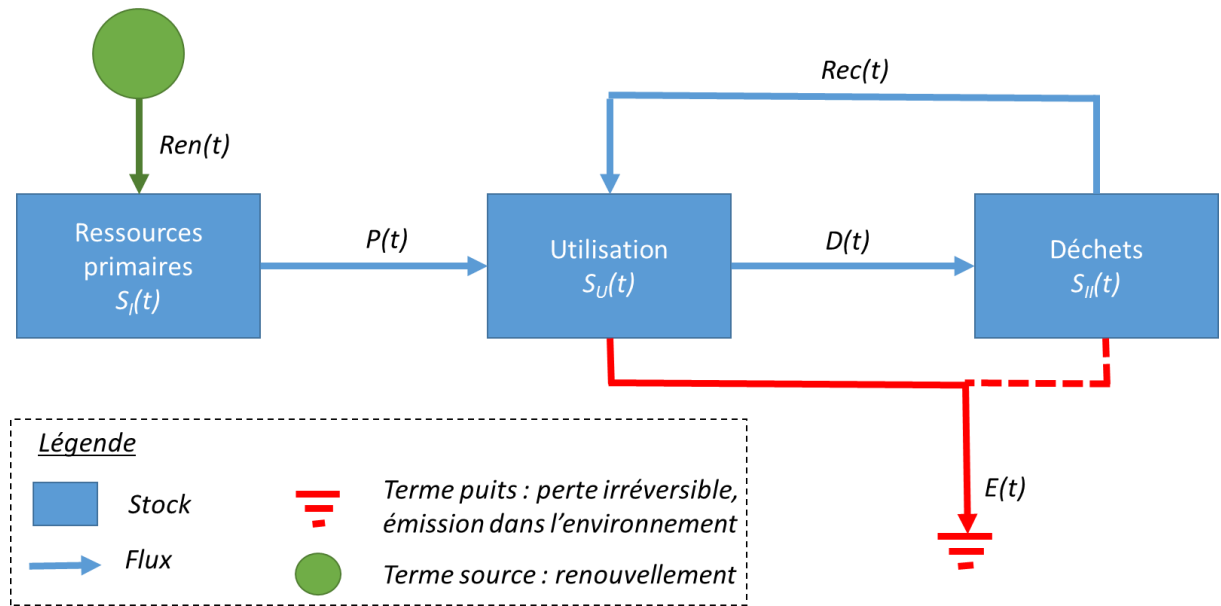


Figure 51 : Modèle simplifié des flux et stocks d'une ressource (énergie, matériau, substance)

Deux flux particuliers sont également pris en compte :

- un flux de renouvellement des ressources primaires $Ren(t)$: il s'agit de l'augmentation / régénération naturelle des stocks de ressources exploitables, *e.g.* le renouvellement d'un stock de biomasse, d'un réservoir d'eau douce ou d'hydrocarbures. Dans ce dernier cas, $Ren(t)$ est souvent considéré comme négligeable à l'échelle des temps humains ;
- un flux de perte irréversible des ressources $E(t)$: il s'agit des ressources dissipées dans l'environnement ou de déchets dont la qualité prohibe, dans les conditions technicoéconomiques actuelles ou à moyen terme, toute récupération. Ce flux est supposé provenir essentiellement des activités économiques autres que le recyclage.

Cas particulier des pertes irréversibles

Ce flux enrichit les approches purement quantitatives couramment utilisées en Analyse des Flux de Matière/Substance. La ressource utilisée peut en effet être disponible quantitativement, mais non récupérable avec les technologies disponibles. L'approche couramment investiguée consiste à intégrer le Second Principe de la Thermodynamique et évaluer, pour les ressources, le flux d'exergie (ou d'énergie utile) nécessaire pour extraire les ressources utiles. Cette approche reste néanmoins très théorique ; sans être rejetée, elle mérite d'être complétée de connaissances sur les technologies de récupération de ressources et leur insertion dans le contexte socioéconomique.

Par la suite, pour simplifier les notations, un flux total cumulé à partir d'une date t_0 arbitraire est noté avec une barre. Par exemple, pour la production cumulée de ressources primaires :

$$\bar{P}(t) = \int_{t_0}^t P(u) du$$

2. Contraintes physiques sur les stocks et les flux

L'ensemble des flux et stocks sont définis comme étant positifs. Cette contrainte permet d'évaluer la durabilité, au plan de la pérennité de la ressource. Dans le cas des stocks de ressource, si l'on considère n'importe quel horizon de temps à partir d'une date t_0 arbitraire, cette contrainte s'exprime selon l'Équation 9 :

Équation 9 : Contraintes physiques appliquées aux stocks de ressources primaires, secondaires et utilisées par la technosphère

$$\forall t > t_0, \begin{cases} \bar{P}(t) \leq S_I(t_0) + \overline{Ren}(t) \\ \overline{Rec}(t) \leq S_{II}(t_0) + \bar{D}(t) \\ \bar{E}(t) \leq S_U(t_0) + \bar{P}(t) + \overline{Rec}(t) - \bar{D}(t) \end{cases}$$

Autrement dit, sur une période donnée, le prélèvement total $\bar{P}$ (ou $\overline{Rec}$) en ressource primaire (ou secondaire) ne peut pas excéder la somme de la production naturelle totale $\overline{Ren}$ (ou la production de déchets recyclables $\bar{D}$) et du stock initial $S_I(t_0)$ (ou $S_{II}(t_0)$).

Remarque importante

Ces contraintes physiques influent peu sur les flux de consommation de ressources primaires et secondaires P et Rec , tant que les stocks de ressources $S_I(t)$ et $S_{II}(t)$ sont importants devant les flux en jeu. A l'inverse, les consommations de ressources commencent à être fortement contraintes lorsqu'elles avoisinent voire dépassent les capacités de renouvellement des stocks et que les stocks mobilisables deviennent faibles. En effet, dans ce cas précis, les marges de manœuvre sont restreintes et la consommation devient très dépendante du renouvellement des ressources.

En pratique, cela se traduit par exemple par le caractère évolutif des capacités d'extraction ou de recyclage, qui dépendent des investissements réalisés, eux-mêmes conditionnés par l'existence d'un stock de ressources ou de déchets recyclables en quantité et qualité suffisantes pour assurer leur rentabilité.

Ces interactions entre stock disponible, renouvellement des stocks et prélèvements nécessiteraient d'être bien comprises pour être modélisées convenablement. Dans cette thèse, seules deux situations contrastées sont prises en compte :

- Absence de contrainte : le stock de ressource est considéré comme renouvelable (*i.e.* $\overline{Ren} \geq \bar{P}$), et son exploitation peut augmenter ;
- Contrainte forte : le stock est non renouvelable (*i.e.* $\overline{Ren} < \bar{P}$) et voué à s'épuiser au bout d'un certain temps t_e , obligeant la technosphère soit à exploiter d'autres ressources, soit à réduire ses besoins, au rythme imposé par les contraintes économiques (cf. Chapitre V.B.4).

3. Adéquation aux besoins

Un critère fondamental de la durabilité est que la disponibilité et les usages d'une ressource doivent toujours être en adéquation avec ses besoins. Ce critère, appliqué aux stocks utilisés (et aux flux de production), permet de fixer des valeurs seuils aux pertes irréversibles de ressource (et à l'extraction). Concrètement, à chaque instant t , on peut définir un ratio d'adéquation du stock / flux de ressource au besoin formulé, noté par exemple $A(t)$.

En pratique, l'adéquation n'est que rarement parfaite ($A(t)$ est rarement égal à 1), et ce déséquilibre entre l'offre et la demande peut générer, entre autres, une variation des prix de la ressource. Ces déséquilibres ne sont pas problématiques en soi, tant que leur amplitude reste modérée. Alors, le critère d'adéquation revient à dire que $A(t)$ doit toujours être compris dans un intervalle jugé acceptable, avec :

- A_{inf} : le seuil en dessous duquel le stock de la ressource demandée ne satisfait pas les besoins : il y a une pénurie de la ressource, qui nécessite d'être produite ou répartie différemment, ses prix augmentent à des niveaux non tolérables et des déséquilibres sociaux ou géopolitiques sont susceptibles d'apparaître ;
- A_{sup} : le seuil au-dessus duquel le stock excède les besoins : elle est surabondante et potentiellement gaspillée, ses prix s'effondrent au risque de compromettre la rentabilité des activités de production, ou elle engendre un accroissement des besoins par effet rebond (Berkhout et al., 2000).

Les valeurs de ces seuils dépendent fortement de la criticité de la ressource étudiée : plus celle-ci est importante, plus l'intervalle est resserré autour de l'unité. La quantification du besoin d'une ressource ainsi que la fixation des seuils A_{inf} et A_{sup} relèvent de la compétence des économistes. Si l'on peut envisager de déterminer les seuils, selon les ressources, grâce à un historique de leurs pénuries et surabondances, l'expression du besoin peut être plus délicate. Il conviendrait dès lors de distinguer, dans la demande en ressources, plusieurs composantes :

- le besoin critique ou stratégique, qui doit impérativement être satisfait, faute de quoi le système socio-économique serait sérieusement mis à mal. Il peut notamment s'agir d'un accès minimum à l'eau potable, la nourriture, ou à l'énergie ;
- le besoin secondaire, dont la non-satisfaction ne présente pas de risque majeur (e.g. produits de luxe, nouvelles technologies, etc.). Il est susceptible d'augmenter lorsque les ressources sont faiblement contraintes. On parle alors d'effet rebond (Berkhout et al., 2000).

Remarques

D'autres critères de durabilité mériteraient de tenir compte de la répartition des ressources entre les différents sous-compartiments de la technosphère : bien souvent, les problèmes socioéconomiques tiennent moins à la disponibilité des ressources qu'à leur répartition entre les différents secteurs économiques et géographiques.

De même, la contrainte relative à une surabondance de ressource n'est pas investiguée dans cette thèse. Dans un premier temps, elle est considérée comme de moindre importance, car il est théoriquement plus facile de réduire la production d'une ressource surabondante que d'augmenter la production d'une ressource rare.

a) Adéquation des stocks : contraintes sur les pertes irréversibles

Si à chaque instant t , la quantité de ressource nécessaire au bon fonctionnement de la technosphère est notée $S_U^*(t)$, le ratio d'adéquation des stocks de ressource utilisés à ces besoins doit être compris entre deux valeurs seuils S_{inf} et S_{sup} , comme indiqué par l'Équation 10.

Équation 10 : Encadrement des stocks de ressources par l'adéquation aux besoins

$$\frac{S_U(t)}{S_U^*(t)} \in [S_{inf} ; S_{sup}]$$

Cette contrainte permet de fixer une valeur maximale aux pertes irréversibles de ressource E (déchets non recyclables, dissipation dans l'environnement), si la ressource doit pouvoir être exploitée sur le long terme. L'Équation 11 rappelle les contraintes physiques et socioéconomiques portant sur le stock de ressources utilisées par la technosphère, ainsi que son lien avec ces pertes irréversibles :

Équation 11 : Evolution du stock de ressource dans la technosphère dans le temps et contrainte physique

$$\forall t > t_0, \begin{cases} S_U(t) \geq 0 \\ S_U(t) \geq S_{inf} * S_U^*(t) \\ S_U(t) = S_U(t_0) + \bar{P}(t) + \overline{Rec}(t) - \bar{D}(t) - \bar{E}(t) \end{cases}$$

Il en ressort que la contrainte la plus forte est toujours la contrainte économique, car d'importants désordres sociaux peuvent survenir alors que les stocks disponibles sont loin d'être épuisés. Il est dès lors possible de déterminer une valeur seuil aux pertes irréversibles, très dépendante des besoins de la technosphère, comme illustré par l'Équation 12 :

Équation 12 : Contrainte sur la perte irréversible de ressource en fonction des flux physiques et des besoins économiques

$$\forall t > t_0, \quad \bar{E}(t) + S_{inf} * S_U^*(t) \leq S_U(t_0) + \bar{P}(t) + \overline{Rec}(t) - \bar{D}(t)$$

Selon les cas de figure et en fonction des données disponibles, il est possible de négliger $S_U(t_0)$, $\bar{P}$, $\overline{Rec}$ ou $\bar{D}$, ou encore d'encadrer les flux en intégrant les contraintes physiques (Équation 9).

b) Adéquation des flux : contraintes sur l'approvisionnement

Similairement aux stocks, il importe que la production totale de ressource, primaire ou secondaire, corresponde aux besoins formulés par la technosphère. Ce besoin en production, noté $B(t)$, peut être exprimé de la façon suivante :

Équation 13 : Expression des besoins en production en fonction des stocks nécessaires et des pertes de l'économie

$$B(t) = \frac{dS_U^*(t)}{dt} + C(t) + D(t) + E(t)$$

Avec :

- $\frac{dS_U^*(t)}{dt}$ le terme exprimant l'augmentation du stock de ressources utilisées nécessaires au bon fonctionnement de l'économie ;
- $C(t)$ un terme additionnel visant à compenser les écarts entre le stock réel et le stock nécessaire. Dans le cadre d'une gestion durable, ce terme est nul ;
- $D(t)$ et $E(t)$ les flux de déchets recyclables et non recyclables, non utilisables en l'état par la technosphère. La somme de ces deux termes peut être réduite en augmentant la durée de vie des produits.

Alors l'adéquation de la production en ressources primaires et secondaires aux besoins de l'économie peut être exprimée ainsi :

Équation 14 : Adéquation de la production aux besoins de l'économie

$$\frac{P(t) + Rec(t)}{B(t)} \in [L_{inf} ; L_{sup}]$$

Avec L_{inf} et L_{sup} les seuils au-delà desquels il y a sous-exploitation ou surexploitation des ressources par rapport aux besoins exprimés par la technosphère.

4. Synthèse des cas de figure et évolution dans le temps

a) Comparaison des stratégies en fonction des contraintes

En fonction du type de ressource, des gisements disponibles, de leur caractère renouvelable ou non, les stratégies à adopter pour faire face à une augmentation des besoins varient. La Figure 52 résume, selon les cas de figure, les stratégies viables sur le long terme, mise à part l'augmentation du service rendu par les ressources, qui en réduit en principe les besoins. Par exemple :

- si les stocks de ressources primaires et secondaires sont renouvelables, il est possible (1) d'augmenter leur exploitation, sous réserve de ne pas en dépasser les seuils de renouvellement moyens ; ou (2) de réduire les pertes irréversibles, soit d'augmenter la fraction recyclable des déchets ;
- si aucun des stocks de ressource n'est renouvelable, la seule option durable consiste à réduire les pertes irréversibles par dispersion dans l'environnement ou production de déchets non recyclables, ou à trouver des substituts à ces ressources.

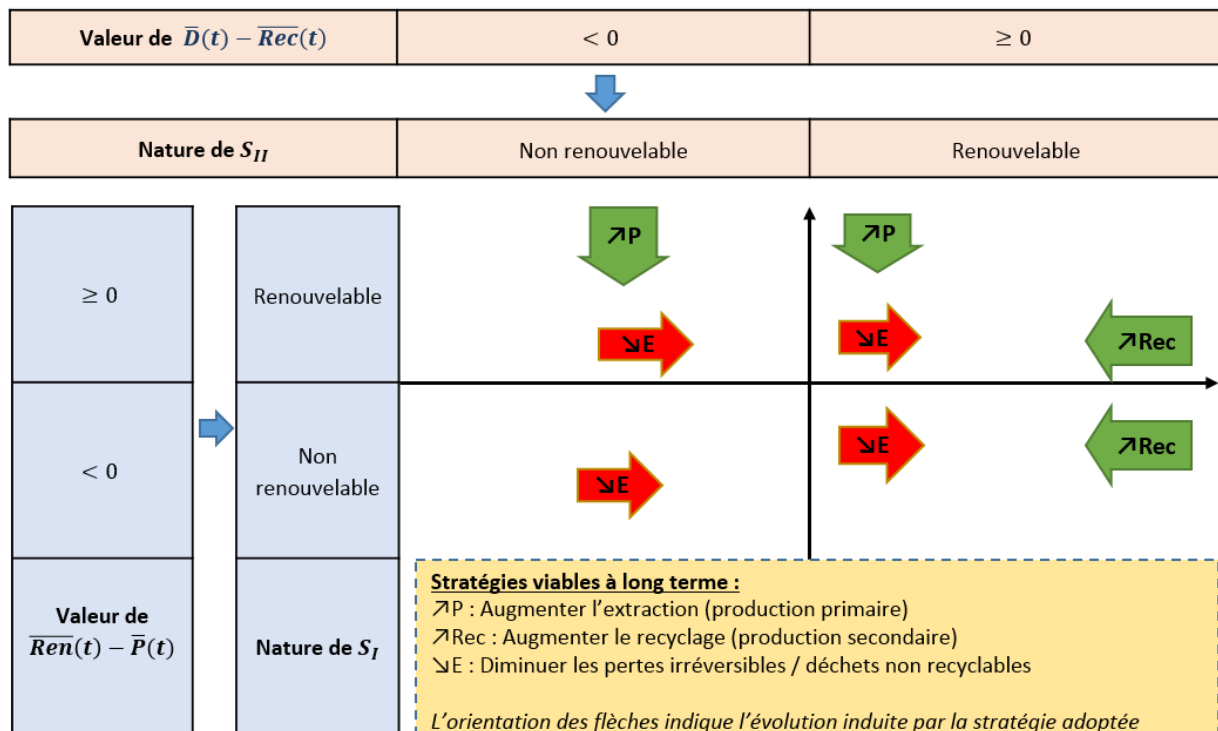


Figure 52 : Stratégies appropriées pour satisfaire une augmentation des besoins en ressource, en fonction du caractère renouvelable des stocks

b) Marge de manœuvre avant l'épuisement des ressources

Augmenter la consommation de ressources non renouvelables reste possible tant que les stocks disponibles sont importants, mais plus leur épuisement approche, plus les risques de tension sont importants. Il importe donc de déterminer les marges de manœuvre, *i.e.* le temps disponible, dans les conditions de consommation supposées, avant l'épuisement complet des réserves. Le Tableau 42 exprime les dates auxquelles les stocks de ressources sont intégralement consommées, ou la technosphère ne peut plus tolérer de perdre des ressources sans risquer des déséquilibres.

Une approche complémentaire consiste à fixer un temps τ , qui pourrait servir au développement d'alternatives aux ressources avant leur épuisement. Ce temps peut être fixé arbitrairement ou imposé par les contraintes scientifiques et technico-économiques propres à chaque ressource. Sur la base de ce temps, le Tableau 42 exprime les flux moyens avant l'épuisement complet des marges de manœuvre.

Ces flux limites, propres à chaque ressource, pourraient servir de base au calcul de facteurs de caractérisation de l'épuisement des ressources naturelles. Néanmoins, si le prélèvement de ressources naturelles est relativement bien documenté dans les inventaires en ACV, les pertes irréversibles et déchets non recyclables mériteraient sûrement d'être mieux inventoriés, tout au long de la chaîne de valeur, pour assurer la fiabilité opérationnelle de cet indicateur.

Tableau 42 : Formules des dates à l'épuisement pour les différentes ressources

	Date de l'épuisement t_e	Flux moyen avant l'épuisement avec $\tau = t_e - t_0$
Ressource primaire	$t_0 + \frac{S_I(t_0)}{\bar{P}}$	$\frac{S_I(t_0)}{\tau}$
Ressource secondaire	$t_0 + \frac{S_{II}(t_0) + \bar{D}}{\bar{Rec}}$	$\frac{S_{II}(t_0) + \bar{D}}{\tau}$
Perte irréversible	$t_0 + \frac{S_U(t_0) - S_{inf} * S_U^* + \bar{P} + \bar{Rec} - \bar{D}}{\bar{E}}$	$\frac{S_U(t_0) - S_{inf} * S_U^* + \bar{P} + \bar{Rec} - \bar{D}}{\tau}$

c) Contrainte de continuité des activités

Un exemple de contrainte pesant sur le développement d'alternatives à une ressource non renouvelable est leur caractère progressif. Par exemple, les capacités de recyclage ne pourront certainement pas couvrir instantanément l'intégralité des besoins, lorsque les ressources primaires seront épuisées. Le contraire supposerait que les ressources secondaires peuvent être exploitées avec exactement les mêmes technologies et infrastructures que celles exploitant les ressources primaires. Une telle configuration correspondrait au cas a) dans la Figure 53.

- Pour les ressources fossiles, l'Agence Internationale de l'Energie préconise de laisser dans les sous-sols au moins deux tiers des réserves prouvées de combustibles fossiles, pour limiter le réchauffement climatique à +2°C par rapport à l'ère préindustrielle (AIE, 2012).
- Dans le cas des ressources hydriques, Steffen et al. (2015) utilisent le concept de flux d'eau environnementale, *i.e.* le débit minimum que doivent présenter les cours d'eau pour préserver les écosystèmes (Poff et Zimmerman, 2010; Wallace et al., 2003).

Comparer les deux approches (avec et sans contraintes environnementales) permettrait d'identifier des leviers d'action appropriés dans l'élaboration de politiques publiques.

Enfin, la méthodologie esquissée dans cette section mériterait de tenir compte du déclin de la qualité des ressources primaires.

C. Rôle de la biodiversité dans la fourniture des services écosystémiques

Dans le Chapitre I.E, la Figure 23 rappelait que l'ACV intégrait peu les interactions entre biodiversité et fourniture de services écosystémiques, du fait de leur complexité. Néanmoins, dans le cas d'écosystèmes aménagés et exploités par l'Homme, il devient à la fois important et pertinent de prendre ces interactions en considération :

- important car avec l'accroissement de la demande en ressources renouvelables, en actions de réhabilitation et de l'artificialisation des sols induites par les activités humaines, ces interactions et les services qu'elles rendent devront être gérées (donc a minima comprises) durablement ;
- pertinent car l'altération des services écosystémiques est plus facilement mesurable à l'échelle locale qu'à une échelle globale, et ces impacts sont souvent plus importants que ceux du background des systèmes étudiés.

Diversité des interactions et nécessité d'études locales

La Figure 54 (Tixier et al., 2013), illustre la diversité des processus en jeu dans un agroécosystème. Par exemple, la production de biomasse est ainsi fortement influencée par :

- des facteurs environnementaux abiotiques, comme la disponibilité des ressources locales (lumière, eau, nutriments), dépendante de la topographie, du climat et des propriétés du sol ;
- des facteurs liés au développement des plantes elles-mêmes, comme leur capacité à capter ces ressources (feuilles, racines).

L'ensemble de ces facteurs sont influencés par les propriétés initiales du sol, les espèces animales et végétales présentes, et les interventions humaines (apports d'intrants, actions mécaniques ou chimiques pour stimuler ou inhiber certains processus). Enfin, les interactions entre les différentes espèces dépendent fortement de la disponibilité des ressources : une espèce animale peut parfaitement être présente en abondance sur une parcelle agricole sans consommer (donc compromettre) la récolte, tant qu'une nourriture plus appétante est disponible (Cook et al., 2007).

Une telle diversité d'interactions, conjuguée à des difficultés de mesurer certains flux de ressource dans un agroécosystème ou de quantifier les effets de certains processus, font de l'évaluation quantitative précise des services écosystémiques un exercice éminemment complexe et incertain. A plus forte raison, quantifier ces services à l'échelle globale ne peut être fait que de manière incertaine, en particulier dans le cadre d'une ACV, sauf à collecter une quantité très importante de données sur chaque site situé dans le foreground du système étudié.

Néanmoins, développer une vision systémique de ces processus pourrait fournir des indications précieuses pour leur gestion durable, tout en valorisant / préservant la biodiversité.

Cette section propose une méthodologie complémentaire de l'ACV, prenant en compte le rôle de la biodiversité d'un écosystème et permettant d'identifier, localement, les effets potentiels de certaines pratiques pour à terme proposer des facteurs de caractérisation adaptés utilisables en ACV. Elle consiste en plusieurs étapes :

1. La collecte des connaissances sur l'unité spatiale étudiée : caractéristiques du milieu, espèces vivantes, processus écologiques, interactions, services écologiques rendus ;
2. La synthèse de ces données sous un format matriciel résumant les interactions entre ces différentes composantes ;
3. La réorganisation de cette matrice d'interactions, pour, en fonction des objectifs, proposer des aménagements pérennes et aptes à fournir les services demandés en valorisant au maximum la biodiversité ; ou évaluer les impacts à moyen/long terme des interventions humaines, ou de toute autre perturbation (espèce invasive, catastrophe, altération du milieu).

En pratique, cette méthodologie s'appuie sur des études déjà couramment réalisées en amont de projets d'aménagement ou d'exploitation agricole. Elle en propose néanmoins une vision systémique, pour mieux anticiper les conséquences à moyen/long terme de certaines interventions.

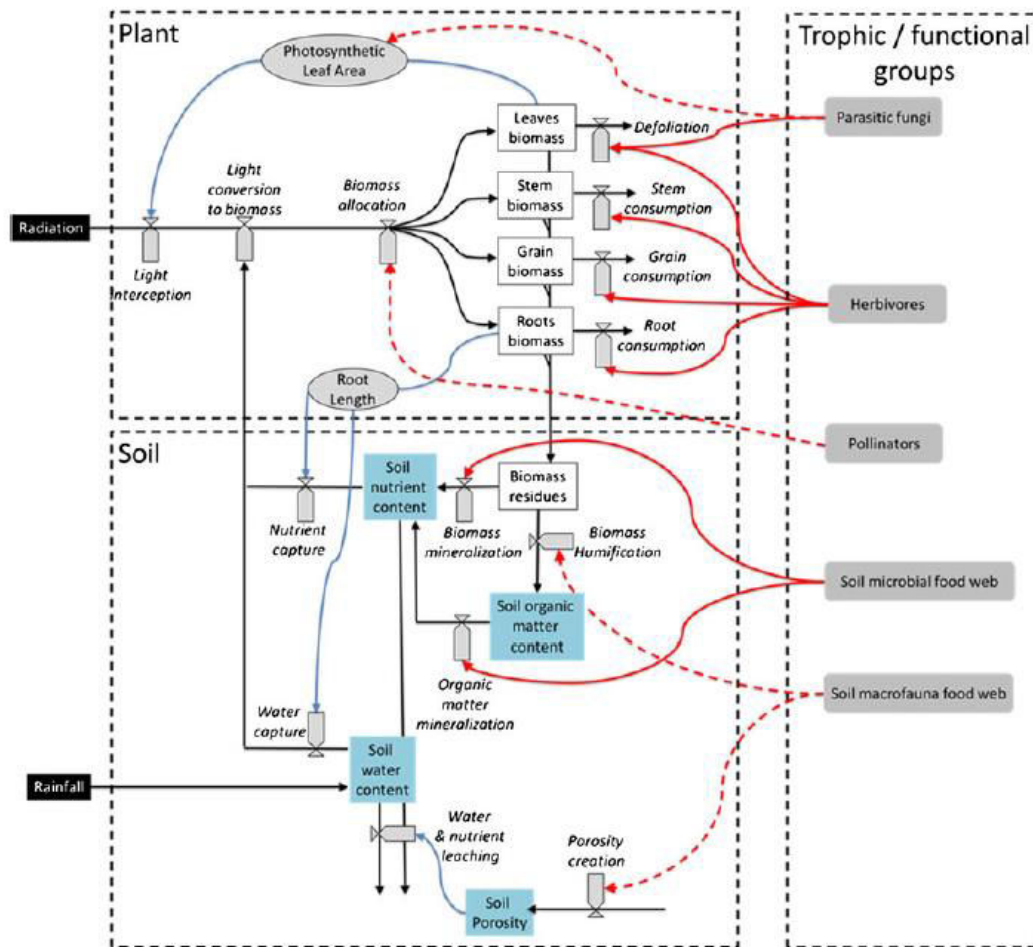


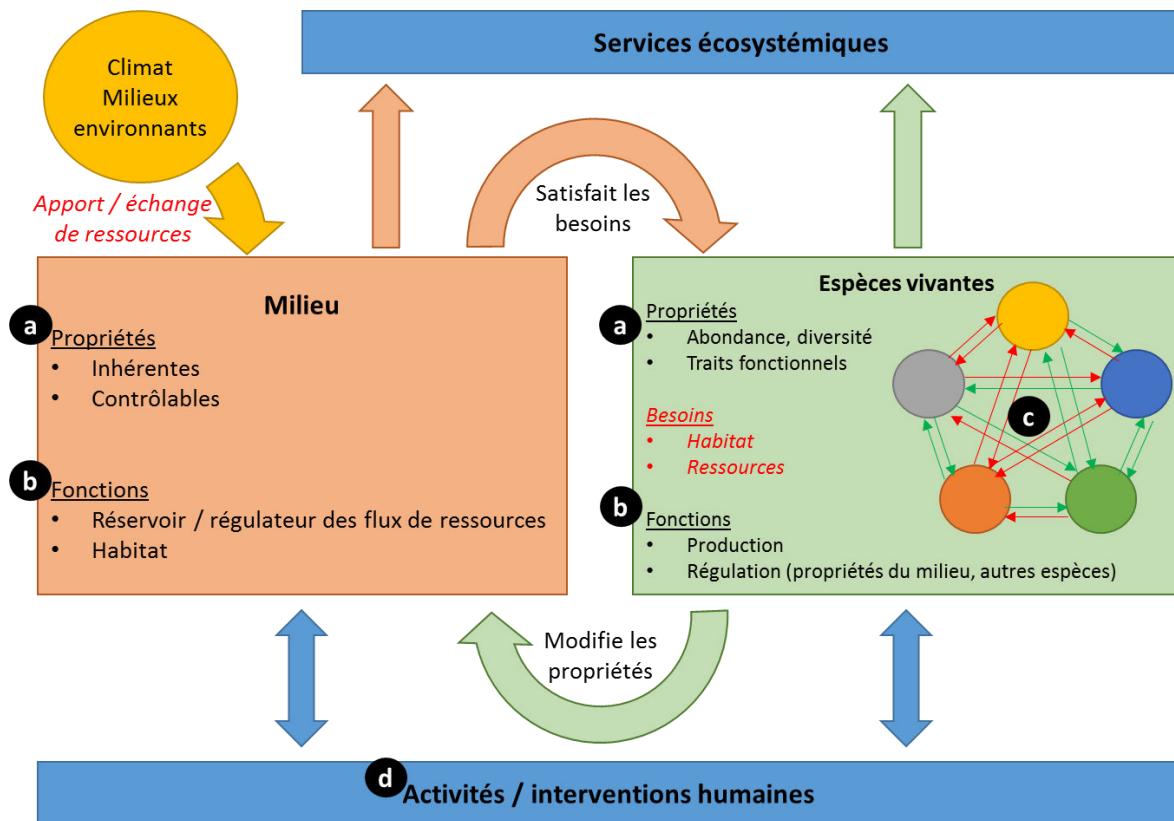
Figure 54 : Synthèse des interactions Sol-Plante, et altérations induites par la faune et la flore locales (Tixier et al., 2013)

1. Collecte des données sur le site

La méthodologie proposée ici consisterait en plusieurs étapes, comme illustré par la Figure 55 :

- Caractérisation écologique du milieu : connaître les propriétés du sol (agronomiques, structurales, relief, etc.), les conditions climatiques (ensoleillement, pluviométrie, vents), et les espèces animales et végétales (susceptibles d'être) présentes sur le site étudié (et son environnement proche), en incluant les espèces potentiellement cultivées ;
- Caractérisation des fonctions et services écosystémiques : déterminer les fonctions assurées par le milieu, en distinguant, dans la mesure du possible, les contributions des différentes espèces présentes (ou groupes d'espèces) aux processus à l'origine de ces services ;
- Identification des interactions entre les espèces, présentes ou à implanter : évaluer, ne serait-ce que qualitativement, les interactions probables entre espèces (symbiose, prédation, inhibition, etc.). Ces interactions peuvent en effet influencer sur la fourniture de services à court ou moyen terme ;
- Identification des impacts des interventions humaines (pratiques agricoles, aménagements) : évaluer les changements du milieu induites par les interventions humaines et leurs effets sur les espèces, ainsi que les contraintes induites par le milieu sur les interventions possibles.

Cette approche complète le cadre proposé par Dominati et al. (2010), basé sur le rôle des sols dans la fourniture des services, en intégrant le rôle de la biodiversité, dont l'importance est de plus en plus reconnue (Bouvron et al., 2010; Hooper et al., 2012; Tixier et al., 2013).



Note

Les cercles noirs indiquent la succession des étapes suggérées pour cette modélisation. Les éléments en rouge nécessiteraient d'être quantifiés pour évaluer la force de certaines interactions biotiques et la fourniture de services écosystémiques.

Figure 55 : Cadre conceptuel de la modélisation des services écosystémiques

a) Caractérisation écologique du milieu

La caractérisation écologique du milieu porte sur deux composantes essentielles de l'écosystème : la composante abiotique et la composante biotique.

Composante abiotique

La composante abiotique porte sur les propriétés du sol, les conditions climatiques ainsi que les apports de ressources en provenance des milieux environnants. En pratique, elle est couramment réalisée en préalable à l'installation d'une culture à un endroit donné : elle en conditionne la faisabilité technique.

Certaines propriétés du milieu sont peu influencées à court/moyen terme (profondeur du sol, texture, minéraux), sauf en cas de lourds travaux d'aménagement – comme la mise en place d'un sol construit, ou d'autres infrastructures. A l'inverse, d'autres varient plus fortement en fonction de l'activité biologique et des interventions humaines (porosité du sol, teneur en matière organique/nutriments, pH, etc.).

Composante biotique

La composante biotique décrit les espèces présentes sur l'unité spatiale considérée, ou susceptibles d'interagir avec elle. L'inventaire décrit idéalement les espèces pouvant avoir une action sur les fonctions écosystémiques locales, qu'elle soit positive ou négative. Ces espèces peuvent : être autochtones, avoir été installées par l'Homme (culture), coloniser le milieu (ravageurs, migrants). Les données peuvent être issues d'inventaire sur le terrain, de la littérature, notamment sur les habitats caractéristiques des espèces.

Un paramètre important à prendre en compte pour sélectionner les espèces à inclure dans cet inventaire peut être leur rayon d'action, *i.e.* le périmètre autour duquel les individus peuvent interagir les uns avec les autres, en particulier pour les espèces à action très locale (*e.g.* arbres, microfaune). Ce dernier peut en effet (1) élargir l'inventaire à des espèces mobiles/originaires de milieux voisins (cf. Figure 56), et (2) aider à l'aménagement du milieu pour maximiser les interactions positives et minimiser les interactions négatives avec les fonctions utiles à l'Homme.

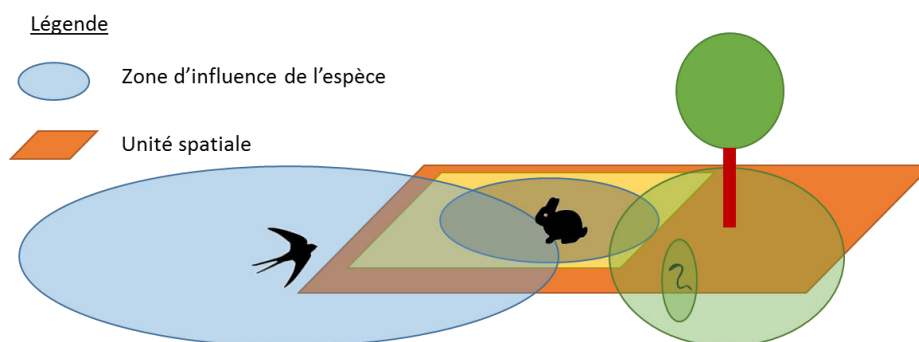


Figure 56 : Zone d'influence de différentes espèces susceptibles d'agir sur un territoire

b) Caractérisation des fonctions et services écosystémiques

De nombreuses études proposent, pour différents types de milieux, une grande variété de services écosystémiques rendus, avec souvent les espèces ou groupes d'espèces participant aux processus en jeu (Bouvron et al., 2010). Par exemple :

- en fonction de ses propriétés, le sol peut assurer une fonction de réservoir de ressources (eau, matière organique, substances d'intérêt), de régulation (filtration, tampon), de support (habitat) ;
- la production de biomasse peut être très dépendante de la quantité d'humus dans les sols, dont le renouvellement nécessite (1) un apport de matière organique riche en lignine et (2) sa décomposition par une succession d'agents biologiques.

A partir de l'inventaire établi, identifier localement les espèces participant à ces processus utiles peut permettre de cibler les actions à mettre en œuvre pour stimuler leur développement et, *in fine*, ces processus. A l'inverse, les interactions potentiellement nuisibles (propagation de maladie, prédation des récoltes) pourraient être mises en évidence, ainsi que les moyens de les réguler.

Pour pouvoir prédire/quantifier la fourniture de services écosystémiques, il serait utile de déterminer la relation entre ces services et certains paramètres du milieu ou des espèces (comme l'abondance, i.e. le nombre d'individus) – par exemple : déterminer l'abondance minimale de vers de terre nécessaires dans un sol pour en assurer une bonne porosité.

Un inventaire aussi exhaustif que possible des espèces potentiellement présentes et de leurs fonctions permet également de juger de la criticité de certaines fonctions : plus une fonction est assurée par un nombre important d'espèces (redondance fonctionnelle), plus cette fonction a de chances de perdurer dans le temps, en dépit des variations des abondances des populations (résilience).

Le lien entre redondance fonctionnelle et résilience nécessiterait d'être quantifié (Standish et al., 2014), en tenant compte du nombre d'espèces assurant une fonction, de leur abondance et activité. Pour simplifier, en première approximation, le seul nombre d'espèces assurant une fonction pourrait être retenu, en partant du principe que « *toute fonction doit être assurée par plusieurs espèces, et toute espèce doit assurer plusieurs fonctions* ».

c) Identification des interactions entre les espèces, présentes ou à implanter

Les différents individus d'une même espèce, et plus globalement les différentes espèces présentes dans un écosystème, interagissent en permanence. Ces interactions multiples ont des effets sur leur abondance et leur activité, qu'ils soient positifs (symbiose) ou négatifs (compétition) pour les deux, positif pour l'un et négatif pour l'autre (parasitisme, prédation), ou qu'une seule espèce tire un bénéfice (commensalisme) ou subisse une nuisance (amensalisme) sans que l'autre ne soit impactée.

Il en découle une régulation naturelle des écosystèmes et des fonctions qu'ils assurent, qu'il s'agisse de la production nette de biomasse, de la régulation des nuisibles et maladies, de la dégradation de polluants.

Ces interactions, négligées depuis l'expansion d'un modèle agricole basé sur la monoculture, bénéficient d'un regain d'intérêt manifesté par de nombreuses expérimentations de terrain autour de l'agroécologie (exploiter ces interactions biologiques pour produire à de hauts rendements en minimisant les interventions humaines), l'agroforesterie (associer des arbres/arbustes à des cultures annuelles), la mise en place de couverts végétaux ou le retour à des associations polyculture/élevage imitant la nature (Liagre et Dupraz, 2008; Malézieux et al., 2009; Malézieux, 2012; Mollison et Holmgren, 1990; Savory et Butterfield, 1999; Thomas et al., 2013; Tixier et al., 2013).

Ces pratiques ont toutes en commun (1) de maximiser la contribution de la biodiversité dans la réalisation des fonctions de support et de régulation, indispensables à une production durable de biomasse, et (2) de restreindre les interventions humaines, autant que possible, à un aménagement judicieux visant à maximiser les interactions favorisant ces processus et à minimiser celles le défavorisant.

Il s'agit par exemple (1) de couverts végétaux denses et riches en plantes fixatrices d'azote pour limiter la prolifération d'adventices (i.e. « mauvaises herbes ») et limiter la consommation d'engrais ; (2) de rotations de culture ou de stratégies dites « push-pull » visant à rompre le cycle de développement des espèces potentiellement nuisibles à la culture, ou à les orienter vers des plantes plus appétantes que la culture.

Un aspect important à prendre en compte dans ces interactions est leur variabilité (Bshary et Bronstein, 2004) : elles dépendent fortement des conditions du milieu et de la zone d'influence des espèces. Par exemple, deux espèces ont peu de chances d'être en compétition pour accéder à une ressource si cette dernière est abondante et les espèces relativement éloignées.

Quantifier de façon précise le rôle de ces interactions risque de générer d'importantes difficultés pratiques, en plus de l'extrême complexité du monde vivant. Les principes de base d'aménagement évoqués dans cette section semblent donc l'approche la plus satisfaisante pour valoriser la biodiversité, même s'ils ne permettent pas d'en mesurer précisément la contribution.

d) Identification des impacts des interventions humaines

Les interventions humaines sur l'environnement (aménagements, pratiques agricoles, etc.) sont la plupart du temps motivées par la volonté d'en tirer un bénéfice (extraction de ressources, construction, élimination d'espèces jugées nuisibles, etc.). Elles consistent généralement à exploiter/favoriser certains processus écosystémiques pour accroître les services générés. Néanmoins, elles peuvent altérer d'autres fonctions essentielles au bon fonctionnement de l'écosystème, à plus ou moins long terme.

Par exemple, le travail mécanique du sol est couramment utilisé pour (1) accroître la surface de contact entre les particules de sol et l'air, pour stimuler la minéralisation des matières organiques et la libération de nutriments utiles pour la culture, (2) faciliter l'infiltration de l'eau dans des sols compacts, et (3) retarder/neutraliser le développement d'adventices. A long terme, il accroît le risque d'érosion des sols, détruit de nombreuses populations utiles à la structuration du sol (vers de terre, champignons, racines de plantes) et maintient ce dernier dans des conditions propices au développement d'espèces pionnières – au premier rang desquelles : les adventices (Thomas et al., 2013).

Identifier les effets des interventions humaines sur les processus écosystémiques et les espèces vivantes permet ainsi (1) d'anticiper les risques à plus ou moins long terme qu'elles induisent, et (2) de sélectionner les pratiques les plus appropriées, minimisant ces risques.

A l'inverse, la configuration actuelle de l'écosystème étudié peut poser des contraintes sur la faisabilité de certaines interventions (e.g. un sol instable interdit le passage d'engins lourds ou une construction en dur ; un mélange complexe d'espèces végétales contraint une récolte mécanisée).

Il convient de noter que l'Homme est considéré comme à part dans la vision écosystémique présentée par la Figure 55, alors qu'en toute rigueur, il est une espèce vivante comme les autres. Cette distinction se justifie par la diversité des interactions qu'il peut mettre en place, l'ampleur de leurs impacts, et leur caractère – en théorie – plus facilement contrôlable ou mesurable. Il illustre bien le caractère très ambivalent des relations d'une espèce avec les autres et son environnement, et l'importance de comprendre les mécanismes en jeu (e.g. quelles conditions suscitent quelles actions).

2. Synthèse sous format matriciel

En pratique, les étapes clés évoquées ci-dessus peuvent s'appuyer sur une littérature scientifique et un retour d'expérience abondants. Par exemple, dans le cas des pratiques agricoles, le projet AgroPEPS propose ainsi de fédérer ces connaissances pour aider à la conception de systèmes agricoles durables, en décrivant environ 150 techniques agricoles (Guichard et al., 2015). Ces connaissances pourraient être formalisées sous un format de type matriciel, comme illustré par la Figure 57, pour en avoir une vision plus systémique. Cette matrice décrirait les effets d'un objet acteur (en ligne, *e.g.* paramètre abiotique) sur un objet cible (en colonne, *e.g.* processus écologique).

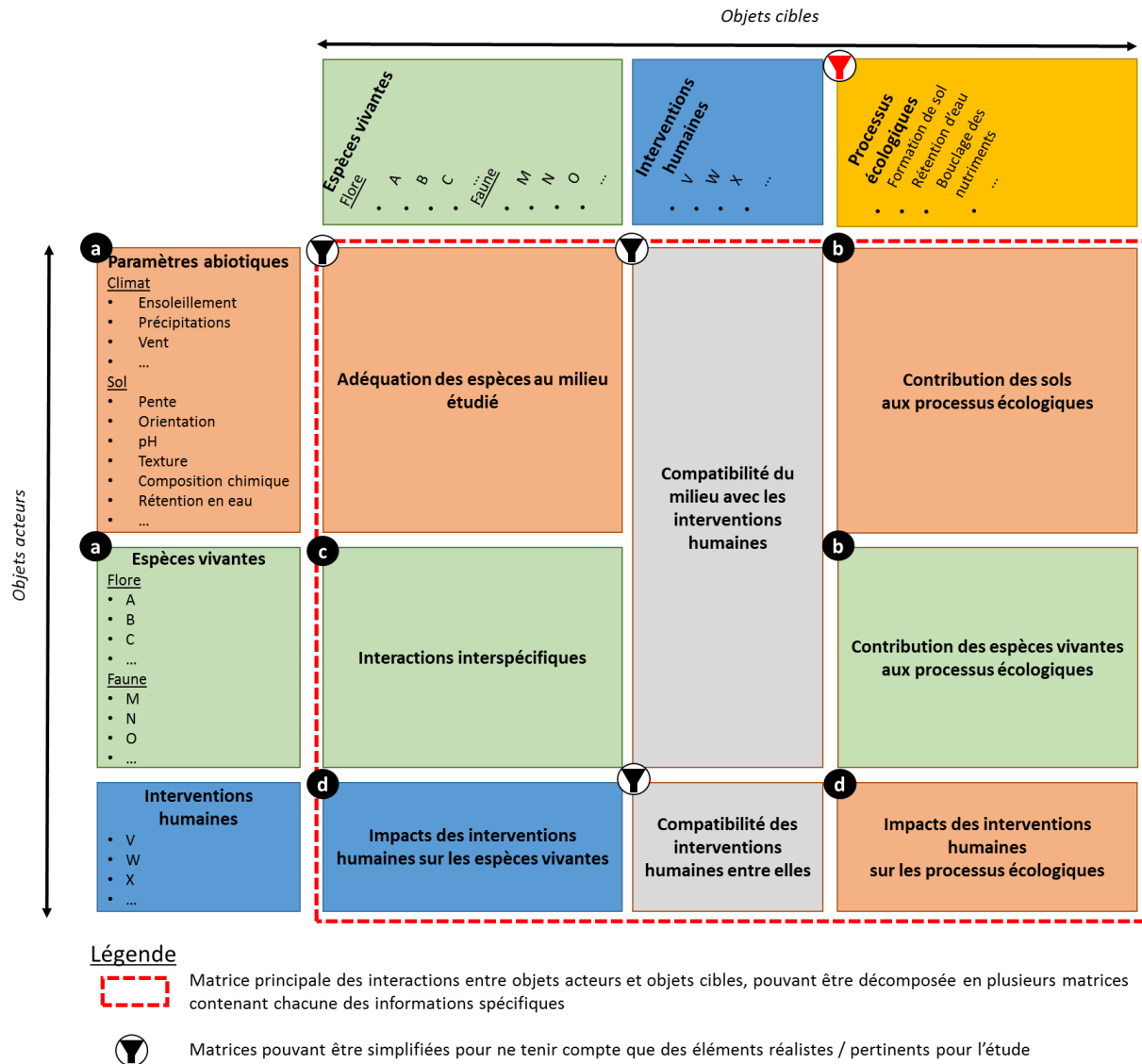


Figure 57 : Matrice des interactions entre milieu, espèces vivantes, interventions humaines et processus écologiques

Cet effet pourrait être décrit dans un premier temps par un indice qualitatif, indiquant son intensité (fort, modéré, faible, neutre ou incertain) et s'il est favorable ou défavorable à l'objet cible. Un exemple d'une telle matrice, appliquée aux interactions entre les menaces pesant sur les sols, a déjà été réalisé dans le cadre du projet RECARE, comme illustré par le Tableau 43 (Stolte et al., 2016), ou encore sur l'effet des meilleures pratiques disponibles sur les fonctions écosystémiques, résumé dans le Tableau 44 (Bringezu et al., 2014).

Tableau 43 : Synthèse des effets de certains processus de dégradation des sols (ligne) sur d'autres processus ou fonctions écosystémiques (colonnes)

Menace												Fonction					
	Erosion hydrique	Erosion éolienne	Perte de MO (tourbière)	Perte de MO (sol minéral)	Compaction	Imperméabilisation	Contamination	Salinisation	Désertification	Inondations / glissements de terrain	Perte de biodiversité	Production de biomasse	Stockage / filtration / transformation	Diversité génétique	Support physique stable	Matériaux bruts	Héritage culturel
Menace																	
Erosion hydrique			+++	+++			+		+++	++	++	--		---	---	--	-
Erosion éolienne			++	+++			+	+	+++		++	--	-				
Perte de MO (tourbière)	+	+								++	+++	-/+	---	---		-	---
Perte de MO (sol minéral)	+++	+++			++				+++		+++	---	---	--			
Compaction	+++									++	+++	---	---	-			
Imperméabilisation	+				+		+/-			+++	+++	---	---	---	+++	++	--/+
Contamination	++	++									+++	---	--	---			
Salinisation	++	++	++	++			+++		+++		+++	---	-	---	-		-
Désertification		+++		+++				+++			+++	---	---	---	-	-	-
Inondations / glissements de terrain	+++			+++	+++		+++	++			+++	--/+	-	-	--	-	-
Perte de biodiversité												---	---	---	---	---	---

Note : Tableau adapté du projet RECARE (Stolte et al., 2016). Les effets peuvent être amplificateurs (+) ou inhibiteurs (-), délétères (rouge) ou bénéfiques (vert). L'absence de valeur (cellules vides) traduit une absence d'effet connu ou mesurable de façon fiable.

Tableau 44 : Extrait du tableau des procédés et propriétés affectées par les meilleures pratiques disponibles (Bringezu et al., 2014)

	Etat physique	Protection du sol	Séquestration du carbone	Activité biologique des sols	Cycle de l'eau	Cycle des nutriments	Biodiversité	Contrôle des nuisibles	Pollution des sols et des eaux	Pollution de l'air	Consommation d'énergie	Conditions de travail
Agriculture de conservation	x	x	x	x	x		x				x	x
Amendements			x	x	x	x			x	x		
Brise-vents	x	x										
Contour farming¹	x				x							
Cultures de couverture		x	x	x	x		x					
Cultures intercalaires		x	x		x		x					x
Fertilisation			x	x	x	x			x	x	x	
Management de l'eau d'irrigation				x							x	x
Management des prairies	x	x	x									
Management site-spécifique						x			x	x	x	
Micro-organismes fixateurs d'azote			x	x		x				x		
PGPR²				x								
Recyclage d'intrants organiques			x	x	x	x			x	x	x	
Retour des résidus de culture	x	x	x	x	x	x	x					
Rotations culture-élevage	x		x	x	x	x	x	x				x
Rotations de cultures			x	x		x	x	x				x
Systèmes de drainage					x							
Terrasses	x				x							
Traitement des déchets									x	x	x	
Usage équilibré des pesticides								x	x			x

¹ Pratique agricole consistant à travailler le sol en suivant les lignes de niveau, et non le sens de la pente, de façon à limiter la création de chemins préférentiels pour l'eau, ainsi que l'érosion des sols.

² *Plant Growth Promoting Rhizobacteria*, ou rhizobactéries favorisant la croissance des plantes : bactéries de la rhizosphère, i.e. de l'environnement proche des racines des plantes, et en symbiose avec elles (stimulation de leur croissance, protection)

Ainsi, à titre d'exemple, la biodiversité est décrite comme moyennement impactée par l'érosion, et fortement impactée par les autres menaces répertoriées. En revanche, les effets de la perte de biodiversité sur les autres processus de dégradation sont peu renseignés alors que ses effets sur certaines fonctions sont très forts. Ceci justifie *a priori* le besoin d'une analyse plus détaillée du rôle de la biodiversité, et plus spécifiquement de ses différentes composantes, pour cibler précisément le type de biodiversité à préserver/développer dans un aménagement visant à protéger certains services clés.

La matrice proposée serait donc une version plus détaillée de celle proposée par le projet RECARE : elle n'intégrerait plus seulement certains processus écologiques, mais aussi les composantes de la biodiversité et les interventions humaines.

3. Applications

La matrice ainsi produite nécessiterait d'être organisée, de façon à regrouper les objets qui interagissent positivement entre eux, comme dans l'exemple simplifié de la Figure 58. Concrètement, ces interactions positives se traduiraient par :

- une adéquation forte d'une espèce vivante à un milieu donné ;
- une symbiose entre deux espèces vivantes ;
- la stimulation d'un processus écologique par une espèce / pratique / caractéristique du milieu.

Il serait dès lors possible d'identifier des associations judicieuses {Milieu}x{Espèces vivantes}x{Interventions humaines}x{Processus écologiques}x{Services écologiques}. Par ailleurs, tenir compte des conditions nécessaires aux interactions (zone d'influence des espèces, contexte local) permettrait d'élargir ces associations à l'échelle d'un territoire, en associant par exemple milieux forestiers, agricoles, urbains, zones humides, *etc.* en une mosaïque d'habitats de façon à ce que les compétitions et sources de nuisances soient minimisées tout en maximisant la fourniture d'une grande variété de services écosystémiques.

Le formalisme mathématique permettant ces organisations reste néanmoins à développer, bien que des outils basés sur l'analyse de données qualitatives ou la théorie des réseaux semblent offrir des perspectives intéressantes.

En l'état, néanmoins, sauf à pouvoir exprimer quantitativement l'ensemble des flux (*e.g.* production de biomasse) en fonction des paramètres qui l'influencent, cette approche qualitative semble la seule réalisable à court terme.

Vers la quantification des services écosystémiques

Comme cela a été fait pour certains services rendus par les sols (Beck et al., 2010), il conviendra d'exprimer les services rendus par la biodiversité en fonction de différents paramètres clés, comme l'apport de ressources (précipitations, ensoleillement), les caractéristiques du milieu (phases organiques et minérales du sol, pH, porosité), et son activité biologique (espèces, abondances).

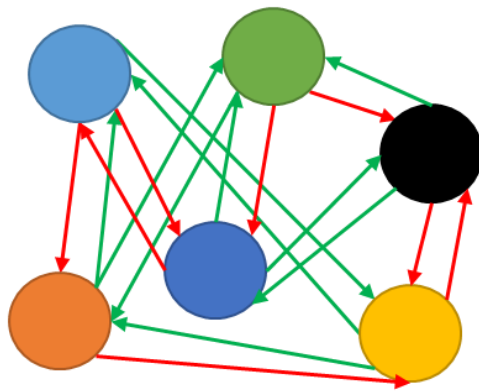
De tels modèles sont déjà utilisés pour prédire l'évolution des stocks de carbone dans les sols, les rendements de certaines cultures simplifiées, la susceptibilité d'un sol à l'érosion. Il s'agirait ici de compléter la vision de l'écosystème en tenant compte de certaines fonctions de support ou de régulation, comme l'amélioration et la stabilité de la structure du sol, sa capacité à éliminer certains polluants.

Dès lors, il serait envisageable, pour atteindre un niveau de service demandé, d'estimer l'abondance minimale de certaines espèces (e.g. densité de vers de terre minimale) et les conditions adéquates, ainsi que les interventions potentiellement nécessaires.

Ces valeurs seuils et besoins en service exprimés rejoignent respectivement les concepts de frontières planétaires et d'adéquation au besoin, tels que présentés dans le Chapitre V.B.

Faute d'une compréhension exhaustive des processus en jeu, l'observation des écosystèmes naturels pourraient offrir de précieuses informations en la matière. Enfin, les complémentarités entre la méthode proposée et d'autres outils mériteraient d'être investiguées (Savory et Butterfield, 1999; Schulte et al., 2015).

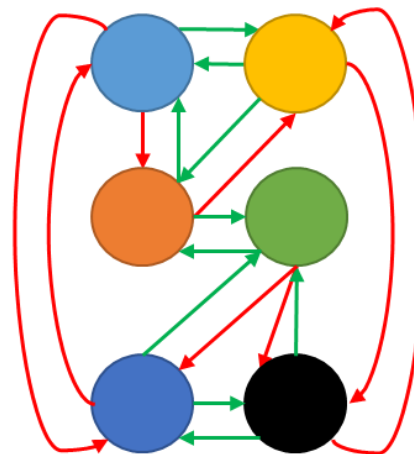
a) Diagramme des interactions désorganisé



Légende

- Interaction positive
- Interaction négative

b) Diagramme des interactions organisé



Objet : espèce vivante, milieu, intervention humaine

Figure 58 : Diagramme des interactions entre différents objets (milieu, espèces vivantes, interventions humaines, processus écologiques)

Chapitre VI. Conclusion et perspectives

“Si vous avez l’impression que vous êtes trop petit pour changer quelque chose, essayez donc de dormir avec un moustique. Vous verrez lequel des deux empêche l’autre de dormir”.

Dalaï Lama

Après un rappel des objectifs, la problématique principale, portant sur les spécificités des sols dégradés, est discutée, avant d'aborder la gestion des incertitudes en ACV et de la grande diversité d'indicateurs, particulièrement présentes dans cette thèse. Les apports de l'analyse de données multidimensionnelles sont rappelés, puis illustrés avec l'étude de cas LORVER, qui présente un procédé innovant de construction de sol à partir de matériaux secondaires. Enfin, un ensemble de développements sont proposés, à la fois pour LORVER, mais aussi pour l'ACV en général.

Rappel des objectifs

Les objectifs principaux de cette thèse étaient :

- d'évaluer les impacts environnementaux de filières de production de biomasse non alimentaire en valorisant des matériaux et sites délaissés ;
- d'en évaluer la pertinence en comparaison avec d'autres filières assurant les mêmes services.

Pour ce faire, l'Analyse de Cycle de Vie a été retenue comme méthode d'évaluation, car elle permet d'intégrer dans son périmètre l'ensemble du cycle de vie des filières étudiées, des flux échangés avec l'environnement, et de leurs impacts potentiels. Il est alors possible d'identifier les transferts d'impacts potentiels entre différentes options (d'une étape de cycle de vie à une autre, d'une catégorie d'impact à une autre).

Néanmoins, les indicateurs couramment utilisés en ACV étaient susceptibles de ne pas refléter pleinement la valeur de certaines filières innovantes. En particulier, la construction de sol, principal objet d'étude de cette thèse, permet en principe une restauration accélérée des propriétés des sols, notamment de leur fertilité, ce qui les rend aptes à produire de la biomasse. Ainsi, un tel procédé augmente la quantité de sol fertile disponible et réduit, à besoin de biomasse constant, la pression sur les espaces agricoles et naturels.

Une attention particulière a donc été apportée aux indicateurs permettant d'évaluer le degré d'altération des sols utilisés et le besoin de défrichement d'espaces naturels pour satisfaire les besoins de production. L'objectif était ici de donner une valeur aux écosystèmes préservés et restaurés.

Prise en compte de la préservation des sols et écosystèmes

Une évaluation monétaire de ces enjeux posait plusieurs problèmes. En premier lieu, la valeur d'un sol ou d'un écosystème est subjective et n'est pas unique : un écosystème peut ainsi être apprécié pour sa capacité à rendre certains services dotés d'une valeur marchande (*e.g.* production de biomasse, stockage et filtration des eaux), pour son intérêt culturel, ou encore pour le simple fait qu'il existe, et que sa perte serait jugée irremplaçable. Le choix d'une valeur monétaire pour un écosystème dépend donc fortement des parties prenantes, et il est dès lors susceptible d'être arbitraire et entaché de fortes incertitudes. La deuxième difficulté, corolaire de la première, tient au cœur même de la démarche de monétisation de l'environnement. En effet, cette vision anthropocentrée de l'environnement suscite des débats éthiques, en particulier au niveau de la société civile.

Une autre approche, envisagée au début de la thèse, consistait en une vision thermodynamique ou bioéconomique des écosystèmes. Ces derniers auraient ainsi été évalués en fonction des ressources environnementales ayant été utilisées pour les former, exprimée en énergie, ou énergie solaire équivalente. Néanmoins, une telle démarche se heurtait à d'importants problèmes de quantification : (1) les horizons de temps auxquels se forment un sol ou un écosystème sont très difficilement mesurables ; (2) au cours de leur développement, ces écosystèmes ont assuré des fonctions que leur altération n'aura pas complètement annulées ; (3) ramener des ressources très contrastées à une seule unité n'a de sens qu'en théorie. *In fine*, cette approche semble plus appropriée à une échelle et des horizons de temps restreints, en évitant toute agrégation des ressources en une seule. Elle permettrait alors d'anticiper, en fonction des fonctions attendues d'un écosystème, les ressources et le temps nécessaires à son fonctionnement.

Finalement, restreindre l'évaluation de la qualité des sols à un seul indicateur est apparu comme réducteur. L'option retenue dans cette thèse propose donc un compromis entre évaluations anthropocentrée et écocentrée de l'usage des sols. Elle consiste à :

- évaluer la capacité des sols à fournir un ensemble prédéfini – et forcément restrictif – de fonctions écosystémiques (résistance à l'érosion, filtration physicochimique et mécanique de l'eau, recharge de la nappe phréatique, stockage de carbone dans les sols, fertilité biologique et réservoir de biodiversité). Cette évaluation donne un aperçu de l'utilité des écosystèmes et des effets de leur altération par l'Homme ;
- dresser le bilan des surfaces occupées et transformées (défrichement d'espaces naturels, artificialisation des sols). Ce bilan ne considère que la valeur existentielle de ces surfaces (toutes sont traitées de la même manière), et permet de mettre en évidence, avec un minimum d'hypothèses, le risque de dégradations irréversibles des sols.

Diversité des indicateurs et incertitudes

Une limitation évidente de cette option est qu'elle augmente encore le nombre d'indicateurs – et la complexité potentielle – de l'ACV. Ce problème est accentué par le fait que, dans un souci d'exhaustivité, cette thèse a également intégré des indicateurs de consommation totale de ressources (matière, eau, énergie). Néanmoins, cette thèse a également démontré qu'à terme, ces indicateurs pourraient être priorisés en fonction de leur significativité et de leur gravité à l'échelle d'un territoire. Elle a également démontré que, bien souvent, ces indicateurs sont fortement corrélés entre eux. Ainsi, par exemple, dans le cas de LORVER :

- la consommation de matières premières, l'artificialisation des sols et la perte de certains services écosystémiques sont essentiellement liées au transport ;
- la consommation d'énergie et le prélèvement d'eau bleue (hors eau verte, *i.e.* précipitations captées par la végétation) sont fortement liés entre eux ainsi qu'avec la pollution atmosphérique (ozone, particules fines).

Ces corrélations ne peuvent néanmoins être établies qu'*a posteriori* : si les parcelles étudiées avaient nécessité une irrigation, ou si l'eau verte avait été incluse, la corrélation entre consommations d'énergie et d'eau n'aurait plus été valide.

Quoi qu'il en soit, analyser les résultats d'une ACV avec des outils d'analyse multidimensionnelle permet, *dans un contexte donné*, d'identifier :

- les corrélations entre indicateurs, qui révèlent quels indicateurs peuvent être agrégés sans risquer de perdre trop d'information, si l'agrégation est la méthode retenue pour synthétiser les informations ;
- ainsi que leurs anti-corrélations, qui révèlent des transferts potentiels d'impacts entre différents scénarii.

L'analyse multidimensionnelle vient donc renforcer l'ACV dans ce qu'elle fait de mieux – identifier les transferts d'impacts – et rendre ses résultats plus intelligibles, en identifiant les agrégations possibles dans un contexte donné, si l'agrégation est l'option choisie pour communiquer sur les résultats de l'ACV. Elle permet également de tenir compte des incertitudes sur les scénarii et les inventaires / impacts correspondants.

Application au projet LORVER

Ce dernier atout prend une importance particulière dans le cas de projets innovants, de systèmes en forte interaction avec le monde vivant (comme l'agriculture) ou axés sur la valorisation de déchets, *i.e.* présentant des propriétés et valorisations potentielles très variables. Le projet LORVER en est un exemple typique. Par exemple, certaines sources d'incertitudes (valorisations possibles, teneurs en polluants dans les matériaux, rendements agricoles) peuvent représenter autant de scénarii pertinents à analyser. Les conditions nécessaires à la durabilité d'une filière sont dès lors plus clairement identifiées.

Ainsi, LORVER présente des impacts potentiels très positifs en termes d'émissions de substances toxiques et de gaz à effet de serre, si ses capacités de rétention des polluants de la friche et de stockage durable des contaminants et du carbone organique apportés se confirment et sont supérieures à celles d'autres scénarii (*e.g.* valorisation ou enfouissement de matériaux secondaires, culture sur friche sans construction de sol). Par ailleurs, la construction de sol peut économiser d'importantes surfaces agricoles ou forestières, si elle permet de hauts rendements que la friche sans sol construit ne peut pas atteindre.

En revanche, si les matériaux peuvent être valorisés autrement que par la construction de sol (en particulier en substitution de biens dont la fabrication est polluante), les impacts potentiels de LORVER en termes de consommation de ressources, d'eau et d'énergie, de dégradation de la qualité de l'air, et même d'artificialisation des sols, peuvent lui être défavorables. De même, si la friche à réhabiliter ne présentait pas de problèmes de fertilité, LORVER serait défavorisé par ses besoins en transports et en ressources plus importants. Dans la mesure du possible, il est donc recommandé de privilégier :

- pour les matériaux inertes : ceux qui, sans construction de sol, seraient stockés en ISDI à ceux qui peuvent être utilisés en substitution de granulats. LORVER ne présente une artificialisation plus faible des sols que s'il évite l'envoi en ISDI des matériaux inertes qu'il valorise ;

- pour les matériaux organiques, et en particulier les boues papetières : ceux dont la valorisation, notamment en épandage ou compostage, induit de faibles économies en engrais ou en chaux vive, ou n'est possible que loin de leur lieu de production (plus de 100 km).

Naturellement, cette recommandation doit être nuancée : par exemple, la capacité des boues papetières à stabiliser les polluants et à retenir l'eau est directement liée à la quantité de chaux vive à laquelle elles se substituent. Un équilibre devrait donc être trouvé entre (1) la capacité du sol construit à stabiliser les polluants de la friche et des matériaux apportés, et (2) l'intérêt agronomique de ces matériaux dans d'autres applications.

Par ailleurs, une piste non explorée dans cette thèse est le recours, pour la construction de sol, à des matériaux non qualifiés pour l'épandage, *i.e.* qui seraient généralement soit incinérés, soit enfouis en installation de stockage de déchets non dangereux (cendres, boues d'industrie agro-alimentaire). En effet, leur valorisation dans un sol construit éviterait des voies de traitement coûteuses (> 60€/t contre 10-15€/t pour l'envoi en ISDI) et aux impacts significatifs pour l'environnement (Louchez, 2015).

Néanmoins, la faisabilité technique et la stabilisation effective des polluants que contiennent ces matériaux restent à démontrer. De plus, les contraintes réglementaires, sanitaires et l'acceptabilité sociale du recours à des matériaux normalement enfouis peuvent être des obstacles à de tels développements. Seules des expérimentations démontrant que le gain environnemental (stabilisation des polluants, économie de traitement) est supérieur aux risques potentiels (contamination du milieu naturel) pourraient initier un débat sur l'intégration de tels matériaux.

Pour un gisement de matériaux et un mix de gestion donnés, la distance parcourue par les matériaux et le mode de transport représentent les impacts les plus significatifs de la construction de sol, essentiellement du fait des consommations de matières premières et d'hydrocarbures (énergie, goudron) pour les équipements/infrastructures et leur fonctionnement. LORVER concentre en effet sur une surface relativement restreinte d'importantes quantités de matériaux, qui pourraient être gérés plus près de leur site de production. Dans la mesure du possible, il est donc préférable de privilégier les gisements les plus proches de la friche à réhabiliter, ou de choisir des alternatives au fret routier.

Perspectives

Cette thèse a démontré que les incertitudes inhérentes à un système peuvent être mises à profit pour comparer une grande diversité de scénarii contrastés et, *in fine*, mettre en évidence les conditions dans lesquelles un système est à coup sûr plus pertinent qu'un autre. Néanmoins, plusieurs enjeux majeurs évoqués mériteront une attention particulière à l'avenir : un élargissement du périmètre de l'étude LORVER et un raffinement des données ; le paramétrage des calculs d'incertitudes sur les données d'inventaire ; le développement de nouvelles frontières planétaires et d'une méthode de priorisation des impacts ; l'intégration de la biodiversité dans l'évaluation des services écosystémiques. Ces enjeux sont discutés ci-après.

Cette thèse a décrit deux profils de culture nécessitant des itinéraires techniques et des sols construits de formulation très différents, sur une période de vingt ans d'exploitation. Le flux de référence était alors un hectare de friche réhabilité. A court terme, il est possible d'investiguer :

- une augmentation de la durée d'exploitation de vingt à cinquante ou cent ans : en toute rigueur, le changement climatique affecterait les rendements de la friche. Cependant, ils seraient certainement moins affectés sur un sol construit (meilleure rétention en eau). Par ailleurs, la contribution de la gestion des matériaux (construction de sol ou alternatives) serait moindre, ce qui jouerait certainement en faveur de LORVER ;
- un focus sur la gestion des déchets et non la friche réhabilitée : selon la culture mise en place, le sol construit nécessite entre 2 300 t/ha (chanvre) et 6 000 t/ha (TTCR) de boues papetières. Autrement dit, 10 000 t de boues papetières peuvent intégrer la composition de 1,7 ha (TTCR) à 4,3 ha (chanvre). Ce changement de perspective peut renseigner sur le type de culture à privilégier pour optimiser la gestion des matériaux disponibles et maximiser les surfaces de friches réhabilitées.

Par ailleurs, LORVER a été comparé à d'autres scénarii de gestion des matériaux, incluant leur envoi en ISDI, leur valorisation en substitution de granulats, leur épandage ou leur compostage. D'autres valorisations mériteraient d'être étudiées (incinération, méthanisation). En outre, en l'absence de sol construit, il est probable (a) que la friche nécessite des pratiques agricoles adaptées – *i.e.* très différentes de celles classiquement mises en place pour une culture donnée, et (b) que la seule culture ne soit pas en mesure de stabiliser les pollutions présentes. Ces adaptations des itinéraires techniques, interventions de dépollution active des sols, apports potentiels de matériaux nobles (*e.g.* terre végétale) mériteraient d'être évalués plus finement, de même que les débouchés de la biomasse produite, l'influence potentielle de leur origine sur ces débouchés et le devenir des polluants dans les sols. L'ensemble – ou une partie – de ces résultats pourrait dès lors être valorisé par un simulateur à disposition des décideurs publics pour identifier les modes de gestion les plus vertueux.

Généralement, les flux échangés avec l'environnement par un procédé unitaire, ramenés au flux de référence qu'il produit, se voient affectés une distribution de probabilité et l'ensemble des flux sont considérés comme indépendants les uns des autres. Nous avons démontré que, dans le cas des consommations en eau, cette hypothèse compromet le nécessaire équilibre du bilan hydrique et génère des incertitudes considérables sur la consommation effective. Ce problème a également été rencontré avec les émissions de polluants liées aux matériaux du sol construit, qui étaient quantifiées de façon indépendante selon le scénario (LORVER ou REF). Il est aussi présent, d'une manière générale, dans tous les procédés unitaires décrits par les bases de données disponibles sous SimaPro (conservation de matière, parts de marché). Il conviendrait, à court et moyen terme, de paramétrer différemment les incertitudes, de façon à conserver systématiquement les bilans, et ce même au niveau du background des systèmes étudiés. De nombreux indicateurs seraient dès lors fiabilisés.

Un autre enjeu majeur de la thèse est la priorisation des impacts sur lesquels agir en tenant compte des facteurs environnementaux. Pour ce faire, cette thèse suggère d'utiliser les frontières planétaires et la valeur créée par le système étudié. Deux obstacles restent à lever à moyen / long terme.

En premier lieu, pour certains des indicateurs d'impacts étudiés, il n'existe pas encore de frontière planétaire évidente, soit parce que les frontières en question dépendent plus de facteurs techniques et socio-économiques (consommation de ressources non renouvelables), soit parce que le mode actuel de calcul des indicateurs ne se prête pas, en l'état, à la fixation de seuils (émission de substances toxiques). Un travail de recherche plus important est donc nécessaire pour développer / consolider ces frontières planétaires et avoir une vision plus exacte des priorités environnementales.

En second lieu, il importe d'évaluer la valeur totale générée par le système étudié. Ce travail devrait être complété par l'utilisation d'outils d'analyse économique comme l'Analyse Entrées / Sorties.

Enfin, il est nécessaire de mieux comprendre, puis intégrer dans les études et les pratiques, le rôle de la biodiversité dans la fourniture de services écosystémiques. En effet, la réhabilitation des fonctions de sols dégradés ne dépend pas uniquement de caractères physico-chimiques, mais aussi des espèces vivantes (flore, faune, micro-organismes) qui colonisent les sols. Méconnaître ces interactions risque d'induire des pratiques culturelles inadaptées, et de compromettre le bénéfice acquis par les actions de réhabilitation. En cela, il est pertinent de coupler l'éventail de techniques de réhabilitation avec un retour d'expérience sur les pratiques agricoles durables – si possibles inspirées de la nature – et d'étudier l'articulation entre les deux.

Références bibliographiques

- ADEME, 2015. Sols pollués - Chiffres clés et observation [WWW Document]. ADEME. URL <http://www.ademe.fr/expertises/sols-pollues/chiffres-cles-observation> (accessed 10.1.16).
- Agreste, 2015. Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt - Agreste - La statistique, l'évaluation et la prospective agricole - GraphAgri [WWW Document]. URL <http://agreste.agriculture.gouv.fr/publications/graphagri/article/graphagri-france-2015> (accessed 8.31.16).
- AIE, 2016. Key world energy statistics.
- AIE, 2012. World Energy Outlook 2012. Agence Internationale de l'Energie.
- AILE, 2007. Le Taillis de saule à Très Courte Rotation - Guide des bonnes pratiques agricoles.
- Alkemade, R., van Oorschot, M., Miles, L., Nellemann, C., Bakkenes, M., ten Brink, B., 2009. GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems* 12, 374–390. doi:10.1007/s10021-009-9229-5
- Althaus, H.-J., Classen, M., 2005. Life Cycle Inventories of Metals and Methodological Aspects of Inventorying Material Resources in ecoinvent (7 pp). *Int. J. Life Cycle Assess.* 10, 43–49. doi:10.1065/lca2004.11.181.5
- Antoni, V., Arrouays, D., Baize, D., Barriuso, E., Bispo, A., Blanca, Y., Boulonne, L., Briand, O., Brossard, M., Y.-M. Cabidoche, Caria, G., Chéry, P., Cluzeau, D., Cousin, I., Couturier, A., Thibaud Decaëns, Pascal Denoroy, Samuel Dequiedt, Nathalie Derrière, Sacha Desbourdes, Élodie Dupuits, Jean-Claude Fardeau, Isabelle Feix, Benoît Gabrielle, Catherine Gibaud, Muriel Guernion, Alain Hartmann, Catherine Hénault, Marcel Jamagne, Claudy Jolivet, Bertrand Laroche, Christine Le Bas, Hervé Le Martret, Sébastien Lehmann, Blandine Lemerrier, Stéphanie Lucas, Jean-Philippe Malet, Manuel Martin, Raia Silvia Massad, Jean-Claude Miskovsky, Joël Moulin, Valéry Morard, Sylvie Nazaret, Catherine Pasquier, Guénola Péres, Jean-Luc Perrin, Patrick Perrin, Lionel Ranjard, Guy Richard, Anne Richer, Jean Roger-Estrade, Nicolas Saby, Joëlle Sauter, Nathalie Schnebelen, Pierre Stengel, Marie-Agnès Vibert, Villanneau, E., 2011. L'état des sols de France. Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Sols.
- Auclerc, A., Berguiristain, T., Charissou, A.-M., Chenot, E.-D., Hedde, M., Martin-Laurent, F., Masfaraud, J.F., Piron, D., Schwartz, C., Séré, G., Villenave, C., Watteau, F., 2013. Biodiversité et fonctionnement d'un technosol construit utilisé dans la restauration de friches industrielles.
- Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Sidoli, C.M.D., Reeves, R.D., 1994. Environmental biotechnology in waste treatment and recycling The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Resour. Conserv. Recycl.* 11, 41–49. doi:10.1016/0921-3449(94)90077-9
- Bani, A., Echevarria, G., Sulçe, S., Morel, J.-L., 2015. Improving the Agronomy of Alyssum murale for Extensive Phytomining: A Five-Year Field Study. *Int. J. Phytoremediation* 17, 117–127. doi:10.1080/15226514.2013.862204
- Bani, A., Echevarria, G., Sulçe, S., Morel, J.L., Mullai, A., 2007. In-situ phytoextraction of Ni by a native population of Alyssum murale on an ultramafic site (Albania). *Plant Soil* 293, 79–89. doi:10.1007/s11104-007-9245-1
- Barbaroux, R., Plasari, E., Mercier, G., Simonnot, M.O., Morel, J.L., Blais, J.F., 2012. A new process for nickel ammonium disulfate production from ash of the hyperaccumulating plant Alyssum murale. *Sci. Total Environ.* 423, 111–119. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.01.063
- Bartholomé, E., Belward, A.S., 2005. GLC2000: a new approach to global land cover mapping from Earth observation data. *Int. J. Remote Sens.* 26, 1959–1977. doi:10.1080/01431160412331291297
- Baumol, W.J., Oates, W.E., 1988. The Theory of Environmental Policy, 2 edition. ed. Cambridge University Press, Cambridge Cambridgeshire ; New York.

- Beck, T., Bos, Ulrike, Wittstock, Bastian, Baitz, Martin, Fischer, Matthias, Sedlbauer, Klaus, 2010. LANCA: Land use indicator value calculation in life cycle assessment. Fraunhofer-Verl, Stuttgart.
- Bellon-Maurel, V., Aissani, L., Bessou, C., Lardon, L., Loiseau, E., Risch, E., Roux, P., Junqua, G., 2012. What Scientific Issues in Life Cycle Assessment Applied to Waste and Biomass Valorization? Editorial. Waste Biomass Valorization 4, 377–383. doi:10.1007/s12649-012-9189-4
- Benini, L., Mancini, L., Sala, S., Manfredi, S., Schau, E.M., Pant, R., European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2014. Normalisation method and data for environmental footprints. Publications Office, Luxembourg.
- Benoît, P., Chatelet, A., Générmont, S., Giamberini, L., Mougin, C., Nguyen, C., Patureau, D., Pourcher, A.-M., Rychen, G., Smolders, E., Topp, E., Viguié, C., 2014. Esco Mafor - Chapitre 4 : Conséquences de l'épandage de Mafor en termes de contamination de l'environnement.
- Bergasse, E., Kovacevic, A., 2008. Energy in the Western Balkans: the path to reform and reconstruction. OECD, Paris.
- Berkhout, P.H.G., Muskens, J.C., W. Velthuisen, J., 2000. Defining the rebound effect. Energy Policy 28, 425–432. doi:10.1016/S0301-4215(00)00022-7
- Berthelot, A., Gavaland, A., 2007. Produire de la biomasse avec des taillis de peupliers. Fiche Inf.-For. FCBA.
- Bjørn, A., Diamond, M., Birkved, M., Hauschild, M.Z., 2014. Chemical Footprint Method for Improved Communication of Freshwater Ecotoxicity Impacts in the Context of Ecological Limits. Environ. Sci. Technol. Wash. 48, 13253–13262. doi:10.1021/es503797d
- Bjørn, A., Hauschild, M.Z., 2015. Introducing carrying capacity-based normalisation in LCA: framework and development of references at midpoint level. Int. J. Life Cycle Assess. 20, 1005–1018. doi:10.1007/s11367-015-0899-2
- Blanc, C., Lefevre, F., Boissard, G., Schamps, M., Hazebrouck, B., 2012. Guide de réutilisation hors site des terres excavées en technique routière et dans des projets d'aménagement. BRGM/RP-60013-FR. BRGM.
- Borrelli, P., Panagos, P., Langhammer, J., Apostol, B., Schütt, B., 2016. Assessment of the cover changes and the soil loss potential in European forestland: First approach to derive indicators to capture the ecological impacts on soil-related forest ecosystems. Ecol. Indic. 60, 1208–1220. doi:10.1016/j.ecolind.2015.08.053
- Bouchardon, J.L., Faure, O., Lespagnol, G., Moutte, J., Guy, B., Mimoun, D., Graillot, D., Paran, F., Croze, V., Athénol, J.D., Ferrando, B., Boisson, J., Perret, S., Hitmi, A., Verney, P., Moussard Gauthier, C., Ledoigt, G., Goupil, P., Sac, C., Mench, M., 2014. PHYSAFIMM : la phytostabilisation, méthodologie applicable aux friches industrielles, métallurgiques et minières. ADEME.
- Boutin, M.-P., Flamin, C., Quinton, S., Gosse, G., 2006. Etude des caractéristiques environnementales du chanvre par l'analyse de son cycle de vie. INRA.
- Bouvron, M., Teillac-Deschamps, P., Coreau, A., Hernandez, S., Meignien, P., Morandeau, D., Nuzzo, V., 2010. Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France. Commissariat Général au Développement Durable.
- Brandão, M., Milà i Canals, L., 2012. Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. Int. J. Life Cycle Assess. 18, 1243–1252. doi:10.1007/s11367-012-0381-3
- Bringezu, S., Pengue, W., O'Brien, M., Garcia, F., Sims, R., Howarth, R., Kauppi, L., Swilling, M., Herrick, J., 2014. UNEP (2014) Assessing Global Land Use: Balancing Consumption with Sustainable Supply. A Report of the Working Group on Land and Soils of the International Resource Panel. UNEP.
- Bruhier, S.V., Delory, I., 2000. Réaménagement agricole des carrières de granulats: propositions d'amélioration de leur qualité pour une utilisation agricole durable. Ingénieries-EAT p-33.
- Bshary, R., Bronstein, J.-L., 2004. Game structures in mutualistic interactions: what can the evidence tell us about the kind of models we need? Adv. Study Behav. 34, 59–101.

- Bulle, C., Jolliet, O., Humbert, S., Rosenbaum, R., Margni, M., 2013. IMPACT World+: A new global regionalized life cycle impact assessment method [WWW Document]. URL <http://lcacenter.org/lcaxii/final-presentations/623.pdf> (accessed 7.23.15).
- Buonocore, E., Franzese, P.P., Ulgiati, S., 2012. Assessing the environmental performance and sustainability of bioenergy production in Sweden: A life cycle assessment perspective. *Energy* 37, 69–78. doi:10.1016/j.energy.2011.07.032
- Cabello-Conejo, M.I., Centofanti, T., Kidd, P.S., Prieto-Fernández, á., Chaney, R.L., 2013. Evaluation of plant growth regulators to increase nickel phytoextraction by *Alyssum* species. *Int. J. Phytoremediation* 15, 365–375. doi:10.1080/15226514.2012.702806
- Calzoni, J., Caspersen, N., Dercas, N., Gaillard, G., Gosse, G., Hanegraaf, M., Heinzer, L., Jungk, N., Kool, A., Korsuize, G., Lechner, M., Leviel, B., Neumayr, R., Nielsen, A.M., Nielsen, P.H., Nikolaou, A., Panoutsou, C., Panvini, A., Patyk, A., Rathbauer, J., Reinhardt, G.A., Riva, G., Smedile, E., Stettler, C., Pederson Weidema, B., Worgetter, M., Van Zeijts, H., 2000. Bioenergy for Europe: Which ones fit best?
- Cao, V., Margni, M., Favis, B.D., Deschênes, L., 2015. Aggregated indicator to assess land use impacts in life cycle assessment (LCA) based on the economic value of ecosystem services. *J. Clean. Prod.* 94, 56–66. doi:10.1016/j.jclepro.2015.01.041
- CETIOM, 2015. Guide de culture : Chanvre industriel.
- Chalot, M., Blaudez, D., Rogaume, Y., Provent, A.-S., Pascual, C., 2012. Fate of Trace Elements during the Combustion of Phytoremediation Wood. *Environ. Sci. Technol.* 46, 13361–13369. doi:10.1021/es3017478
- Chambre d’Agriculture de Bourgogne, 2013. Le chaulage [WWW Document]. URL http://agropeps.clermont.cemagref.fr/mw/images/0/0c/2003_Le_Chaulage.pdf (accessed 4.27.16).
- Chambre d’Agriculture de Lorraine, 2004. Le recyclage agricole des boues urbaines et industrielles en Lorraine : intérêts agronomiques, enjeux environnementaux. Bilan 1996-2004.
- Chancel, L., Piketty, T., 2015. Carbon and inequality: from Kyoto to Paris - Trends in the global inequality of carbon emissions (1998-2013) and prospects for an equitable adaptation fund. *Paris Sch. Econ.*
- Chaney, R.L., 1983. Plant uptake of inorganic waste constituents, in (Parr, J.F. et al., eds), pp. 50–76, Noyes Data Corp, in: *Land Treatment of Hazardous Wastes*. Noyes Data Corp, pp. 50–76.
- Chaney, R.L., Scott Angle, J., Leigh Broadhurst, C., Peters, C.A., Tappero, R.V., Sparks, D.L., 2007. Improved Understanding of Hyperaccumulation Yields Commercial Phytoextraction and Phytomining Technologies. *J. Environ. Qual.* 36, 1429. doi:10.2134/jeq2006.0514
- Coleman, K., Jenkinson, D.S., 2014. RothC - A model for the turnover of carbon in soil. Rothamsted Research, Harpenden, UK.
- Cook, S.M., Khan, Z.R., Pickett, J.A., 2007. The Use of Push-Pull Strategies in Integrated Pest Management. *Annu. Rev. Entomol.* 52, 375–400. doi:10.1146/annurev.ento.52.110405.091407
- Damas, O., Rossignol, J.P., 2010. Identification of mineral and organic waste resources as alternative materials for fertile soil reconstitution. *Acta Hort.* 395–398. doi:10.17660/ActaHortic.2010.881.61
- Dao, H., Peduzzi, P., Chatenoux, B., De Bono, A., Schwarzer, S., Friot, D., 2015. Environmental limits and Swiss footprints based on planetary boundaries. UNEP/GRID - Genève & Université de Genève, Genève.
- de Baan, L., Alkemade, R., Koellner, T., 2012. Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 1216–1230. doi:10.1007/s11367-012-0412-0
- de Souza, D.M., Flynn, D.F.B., DeClerck, F., Rosenbaum, R.K., Lisboa, H. de M., Koellner, T., 2013. Land use impacts on biodiversity in LCA: proposal of characterization factors based on functional diversity. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 1231–1242. doi:10.1007/s11367-013-0578-0
- Dimitriou, I., Rutz, D., 2015. Sustainable Short Rotation Coppice: A Handbook. WIP Renewable Energies, Munich, Germany.

- Doka, G., 2015. Planetary boundary allowance - A tentative implementation of Rockström's planetary boundaries as Life Cycle Impact Assessment method.
- Doka, G., 2007. Life cycle inventories of waste treatment services. Ecoinvent Rep.
- Dominati, E., Patterson, M., Mackay, A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecol. Econ.* 69, 1858–1868. doi:10.1016/j.ecolecon.2010.05.002
- Dong, Y., Laurent, A., Hauschild, M.Z., 2013. Recommended assessment framework, characterisation models and factors for environmental impacts and resource use. Technical University of Denmark.
- Drexhage, J., Murphy, D., 2010. Sustainable Development: From Brundtland to Rio 2012. International Institute for Sustainable Development.
- Duigou, N., Baize, D., 2010. Nouvelle collecte nationale d'analyses d'éléments en traces dans les sols (horizons de surface) – (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn). Rapport de contrat ADEME. ADEME - INRA.
- EC - JRC - IES, 2011. International reference life cycle data system (ILCD) handbook: Analysing of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment. Publications Office, Luxembourg.
- EC - JRC - IES, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. Publications Office, Luxembourg.
- EPF-NPdC, 2014. Histoire d'une reconversion : 14 ans de requalification de friches industrielles dans la région Nord-Pas-de-Calais. Région Nord-Pas-de-Calais.
- Etude sur le prix d'élimination des déchets inertes du BTP, 2012. . ADEME.
- Eurostat, 2015a. Key figures on Europe: 2015 edition.
- Eurostat, 2015b. Energy, transport and environment indicators - 2015 edition.
- Fahd, S., Fiorentino, G., Mellino, S., Ulgiati, S., 2012. Cropping bioenergy and biomaterials in marginal land: The added value of the biorefinery concept. *Energy*, 7th Biennial International Workshop "Advances in Energy Studies" 37, 79–93. doi:10.1016/j.energy.2011.08.023
- Faist Emmenegger, M., Reinhard, J., Zah, R., Ziep, T., Weichbrodt, R., Wohlgemuth, V., Roches, A., Freiermuth Knuchel, R., Gaillard, G., 2009. Sustainability Quick Check for Biofuels - intermediate background report 129.
- Fischer-Kowalski, M., 1998. Society's Metabolism. *J. Ind. Ecol.* 2, 61–78. doi:10.1162/jiec.1998.2.1.61
- Fischer-Kowalski, M., Swilling, M., von Weizsäcker, E.U., Ren, Y., Moriguchi, Y., Crane, W., Krausmann, F., Eisenmenger, N., Giljum, S., Hennicke, P., Romero Lankao, P., Siriban Manalang, A., 2011. UNEP (2011) Decoupling natural resource use and environmental impacts from economic growth, A Report of the Working Group on Decoupling to the International Resource Panel. United Nations Environment Programme.
- Flury, K., Frischknecht, R., 2012. Life cycle inventories of hydroelectric power generation. ESU-Services, Fair Consulting in Sustainability, commissioned by Oko-Institute eV.
- Franke, N., Hoekstra, A.Y., Boyacioglu, H., 2013. Grey water footprint accounting: Tier 1 supporting guidelines (No. 65), Value of Water Research Report Series. UNESCO-IHE, Delft, Netherlands.
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Dones, R., Heck, T., Hellweg, S., Hirschier, R., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M., 2005. The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework (7 pp). *Int. J. Life Cycle Assess.* 10, 3–9. doi:10.1065/lca2004.10.181.1
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Hirschier, R., Doka, G., Bauer, C., Dones, R., Nemecek, T., Hellweg, S., Humbert, S., others, 2007. Implementation of life cycle impact assessment methods. Data v2. 0 (2007). Ecoinvent report No. 3. Ecoinvent Centre, Swiss Federal Laboratories for Materials Testing and Research (EMPA), Duebendorf (Switzerland).
- Frischknecht, R., Steiner, R., Jungbluth, N., 2008. Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 2006, ö.b.u. und Bundesamt für Umwelt.

- Fuchs, J., Générumont, S., Houot, S., Jardé, E., Ménasseri, S., Mollier, A., Morel, C., Parnaudeau, V., Pradel, M., Vieublé, L., 2014. Esco Mafor - Chapitre 3. Effets agronomiques attendus de l'épandage des Mafor sur les écosystèmes agricoles et forestiers.
- Giljum, S., Lutter, S., Bruckner, M., Aparcana, S., 2013. State-of-play of national consumption-based indicators: A review and evaluation of available methods and data to calculate footprint-type (consumption-based) indicators for materials, water, land and carbon. Sustainable Europe Research Institute, Vienne.
- Gossiaux, L., Guimont, S., 2015. Rapport d'avancement du programme LORVER - Semestre 6 - Annexe 4 - Mise en place de parcelles expérimentales. Valterra Dépollution / Réhabilitation.
- Gossiaux, L., Guimont, S., 2014. Rapport d'avancement du programme LORVER - Semestre 5 - Annexe 1 - Synthèse des matériaux disponibles et contraintes. Valterra Dépollution / Réhabilitation.
- Gossiaux, L., Guimont, S., 2013a. Rapport d'avancement du programme LORVER - Semestre 2 - Annexe 1 - Liste des gisements de sous-produits disponibles et sites délaissés en Lorraine. Valterra Dépollution / Réhabilitation.
- Gossiaux, L., Guimont, S., 2013b. Rapport d'avancement du programme LORVER - Semestre 2 - Annexe 3 - Matériaux : contraintes techniques et physico-chimie. Valterra Dépollution / Réhabilitation.
- Gossiaux, L., Guimont, S., 2013c. Rapport d'avancement du programme LORVER - Semestre 3 - Annexe 4 - Etude de la qualité du sol de la zone M (parcelle 102) du site de l'ancienne cokerie. Valterra Dépollution / Réhabilitation.
- Guichard, L., Ballot, R., Halska, J., Lambert, E., Meynard, J.M., Minette, S., Petit, M.S., Reau, R., Soullignac, V., 2015. AgroPEPS, un outil web collaboratif de gestion des connaissances pour Produire, Echanger, Pratiquer, S'informer sur les systèmes de culture durables. *Innov. Agron.* 43, 83–94.
- Haines-Young, R., Potschin, M., Cheshire, D., 2006. Defining and identifying environmental limits for sustainable development. A scoping study (No. NR0102). Centre for Environmental Management School of Geography, University of Nottingham, Nottingham.
- Hanser, O., 2015. La matière organique dissoute issue de sols contaminés par des goudrons de houille : vers une meilleure compréhension de sa nature et de sa réactivité. Université de Lorraine, Vandoeuvre-les-Nancy (France).
- Hauschild, M.Z., 2015. Better – But is it Good Enough? On the Need to Consider Both Eco-efficiency and Eco-effectiveness to Gauge Industrial Sustainability. *Procedia CIRP*, The 22nd CIRP Conference on Life Cycle Engineering 29, 1–7. doi:10.1016/j.procir.2015.02.126
- Hauschild, M.Z., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Joliet, O., Margni, M., Schryver, A.D., Humbert, S., Laurent, A., Sala, S., Pant, R., 2012. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 683–697. doi:10.1007/s11367-012-0489-5
- Heijungs, R., Koning, A. de, Guinée, J.B., 2014. Maximizing affluence within the planetary boundaries. *Int. J. Life Cycle Assess.* 19, 1331–1335. doi:10.1007/s11367-014-0729-y
- Helin, T., Holma, A., Soimakallio, S., 2014. Is land use impact assessment in LCA applicable for forest biomass value chains? Findings from comparison of use of Scandinavian wood, agro-biomass and peat for energy. *Int. J. Life Cycle Assess.* 19, 770–785. doi:10.1007/s11367-014-0706-5
- Hirsch, R.L., Bezdek, R.H., Wendling, R.M., 2007. Peaking of world oil production: impacts, mitigation and risk management. Nova Novinka.
- Hooper, D.U., Adair, E.C., Cardinale, B.J., Byrnes, J.E.K., Hungate, B.A., Matulich, K.L., Gonzalez, A., Duffy, J.E., Gamfeldt, L., O'Connor, M.I., 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486, 105–108. doi:10.1038/nature11118
- Hudson, P., 1992. The industrial revolution, Reading history. Routledge, Chapman, and Hall.
- IBIS, 2010. Taillis à courte ou très courte rotation (TTCR) : gestion des pratiques d'implantation.
- International Council on Mining and Metals (ICMM) (Ed.), 2012. Trends in the Mining and Metals Industry.

- International Organization for Standardization (Ed.), 2006. ISO 14040:2006 - Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and Framework. International Organization for Standardization.
- Inventaire Forestier National, 2010. La forêt française : les résultats issus des campagnes d'inventaire 2005 à 2009 pour la région Lorraine.
- Itten, R., Frischknecht, R., Stucki, M., 2012. Life cycle inventories of electricity mixes and grid. treeze Ltd., Uster, Switzerland.
- Journal Officiel, 2014. Arrêté du 12 décembre 2014 relatif aux conditions d'admission des déchets inertes dans les installations relevant des rubriques 2515, 2516, 2517 et dans les installations de stockage de déchets inertes relevant de la rubrique 2760 de la nomenclature des installations classées | Legifrance.
- Kellenberger, D., Althaus, H.-J., Jungbluth, N., Künniger, T., 2007. Life Cycle Inventories of Building Products. Final report ecoinvent data v2.0 (No. 7). Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- Koellner, T., Baan, L. de, Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Goedkoop, M., Margni, M., Canals, L.M. i, Müller-Wenk, R., Weidema, B., Wittstock, B., 2012. Principles for life cycle inventories of land use on a global scale. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 1203–1215. doi:10.1007/s11367-012-0392-0
- Koellner, T., de Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Goedkoop, M., Margni, M., Milà i Canals, L., Müller-Wenk, R., Weidema, B.P., Wittstock, B., 2012. Principles for life cycle inventories of land use on a global scale - Excel file with complete cross tabulation of land use types and biomes for organizing generic characterization factors [WWW Document]. URL http://www.pes.uni-bayreuth.de/en/download/2012_LULCIA_files/Koellner_et_al_2012_Table_3.xls (accessed 3.31.16).
- Koellner, T., de Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Margni, M., Canals, L.M. i, Saad, R., de Souza, D.M., Müller-Wenk, R., 2013. UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 1188–1202. doi:10.1007/s11367-013-0579-z
- Koellner, T., Scholz, R., 2007. Assessment of Land Use Impacts on the Natural Environment. Part 1: An Analytical Framework for Pure Land Occupation and Land Use Change (8 pp). *Int. J. Life Cycle Assess.* 12, 16–23. doi:10.1065/lca2006.12.292.1
- Leontief, W.W., 1986. Input-output Economics. Oxford University Press.
- Li, Y.-M., Chaney, R., Brewer, E., Roseberg, R., Angle, J.S., Baker, A., Reeves, R., Nelkin, J., 2003. Development of a technology for commercial phytoextraction of nickel: economic and technical considerations. *Plant Soil* 249, 107–115.
- Liagre, F., Dupraz, C., 2008. Agroforesterie : Des arbres et des cultures. Editions France Agricole, Paris.
- Lindeijer, E., van Kampen, M., Fraanje, P., van Dobben, H., Nabuurs, G.-J., Schouwenberg, E., Prins, D., Dankers, D., Leopold, M., 1998. Biodiversity and life support indicators for land use impacts in LCA. Publication series raw materials (No. 642). Swedish Institute for Food and Biotechnology, Goteborg.
- Loiseau, E., 2010. Les méthodes d'évaluation des impacts environnementaux liés aux usages de l'eau. AgroParisTech–ENGREF, Montpellier.
- Loiseau, E., Junqua, G., Roux, P., Bellon-Maurel, V., 2012. Environmental assessment of a territory: An overview of existing tools and methods. *J. Environ. Manage.* 112, 213–225. doi:10.1016/j.jenvman.2012.07.024
- Louchez, G., 2015. Rapport d'avancement du programme LORVER - Semestre 6 - Annexe 1 - Analyse technique et économique des différents modes de gestion des terres excavées. Sita FD.
- Maes, W.H., Heuvelmans, G., Muys, B., 2009. Assessment of Land Use Impact on Water-Related Ecosystem Services Capturing the Integrated Terrestrial–Aquatic System. *Environ. Sci. Technol.* 43, 7324–7330. doi:10.1021/es900613w

- Malézieux, E., 2012. Designing cropping systems from nature. *Agron. Sustain. Dev.* 32, 15–29. doi:10.1007/s13593-011-0027-z
- Malézieux, E., Crozat, Y., Dupraz, C., Laurans, M., Makowski, D., Ozier-Lafontaine, H., Rapidel, B., Tourdonnet, S. de, Valantin-Morison, M., 2009. Mixing plant species in cropping systems: concepts, tools and models. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 29, 43–62. doi:10.1051/agro:2007057
- Martaud, T., 2008. Evaluation environnementale de la production de granulats en exploitation de carrières - Indicateurs, Modèles et Outils. Université d'Orléans.
- Martínez-Blanco, J., Lazcano, C., Christensen, T.H., Muñoz, P., Rieradevall, J., Møller, J., Antón, A., Boldrin, A., 2013. Compost benefits for agriculture evaluated by life cycle assessment. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 33, 721–732. doi:10.1007/s13593-013-0148-7
- Maxwell, S.L., Fuller, R.A., Brooks, T.M., Watson, J.E.M., 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature* 536, 143–145. doi:10.1038/536143a
- Meirhaeghe, C., 2011. Evaluation de la disponibilité et de l'accessibilité de fibres végétales à usages matériaux en France. *Fibres Recherche Développement - ADEME*, Troyes.
- Menana, Z., 2015. Rapport d'avancement du programme LORVER - Semestre 6 - Annexe 8 : Evaluation du potentiel de la biomasse pour des usages non alimentaires. LERMAB.
- Mercier, G., Barbaroux, R., Plasari, E., Blais, J.F., Simonnot, M.-O., Morel, J.L., 2012. Procédé de production d'un sel de sulfate double de nickel et d'ammonium à partir de plantes hyperaccumulatrices. 2.731.457.
- Michel, J., 2009. Transport d'hydrocarbures aromatiques polycycliques et de métaux dans les sols non saturés. Institut National Polytechnique de Lorraine, Nancy.
- Milà i Canals, L., Romanyà, J., Cowell, S.J., 2007. Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of "fertile land" in Life Cycle Assessment (LCA). *J. Clean. Prod.* 15, 1426–1440. doi:10.1016/j.jclepro.2006.05.005
- Mollison, B., Holmgren, D., 1990. *Permaculture One: A Perennial Agricultural System for Human Settlements*, 5th Revised edition. ed. Tagari Publications, Tyalgum, NSW.
- Morel, J.L., Chenu, C., Lorenz, K., 2014. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAS). *J. Soils Sediments*. doi:10.1007/s11368-014-0926-0
- Morel, J.L., Mollier, P., 2013. Using plants to "micro-mine" metals [WWW Document]. URL <http://www.nancy.inra.fr/en/All-the-news/Using-plants-to-micro-mine-metals> (accessed 11.9.15).
- Mudd, G.M., 2010. The Environmental sustainability of mining in Australia: key mega-trends and looming constraints. *Resour. Policy* 35, 98–115. doi:10.1016/j.resourpol.2009.12.001
- Mudd, G.M., Jowitt, S.M., 2014. A Detailed Assessment of Global Nickel Resource Trends and Endowments. *Econ. Geol.* 109, 1813–1841. doi:10.2113/econgeo.109.7.1813
- Müller-Wenk, R., Brandão, M., 2010. Climatic impact of land use in LCA—carbon transfers between vegetation/soil and air. *Int. J. Life Cycle Assess.* 15, 172–182. doi:10.1007/s11367-009-0144-y
- Naveen Saviour, M., 2012. Environmental impact of soil and sand mining: a review. *Int. J. Sci. Environ. Technol.* 1, 125–134.
- Nemecek, T., Bengoa, X., Lansche, J., Mouron, V., Rossi, V., Humbert, S., 2014. Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. Version 2.0, World Food LCA Database (WFLDB). Quantis and Agroscope, Lausanne and Zurich, Switzerland.
- Núñez, M., Antón, A., Muñoz, P., Rieradevall, J., 2012. Inclusion of soil erosion impacts in life cycle assessment on a global scale: application to energy crops in Spain. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 755–767. doi:10.1007/s11367-012-0525-5
- Nzihou, A., Stanmore, B., 2013. The fate of heavy metals during combustion and gasification of contaminated biomass—A brief review. *J. Hazard. Mater.* 256–257, 56–66. doi:10.1016/j.jhazmat.2013.02.050
- Odum, H.T., 1996. *Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making*. Wiley.

- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V., Underwood, E.C., D'Amico, J.A., Itoua, I., Strand, H.E., Morrison, J.C., others, 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience* 51, 933–938.
- OMAFRA Engineering, 2015. Universal Soil Loss Equation (USLE) [WWW Document]. URL <http://www.omafra.gov.on.ca/english/engineer/facts/12-051.htm#t3a> (accessed 10.1.15).
- Othoniel, B., Rugani, B., Heijungs, R., Benetto, E., Withagen, C., 2016. Assessment of Life Cycle Impacts on Ecosystem Services: Promise, Problems, and Prospects. *Environ. Sci. Technol.* 50, 1077–1092. doi:10.1021/acs.est.5b03706
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., Montanarella, L., 2015a. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* 48, 38–50. doi:10.1016/j.landusepol.2015.05.021
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., van der Zanden, E.H., Poesen, J., Alewell, C., 2015b. Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale. *Environ. Sci. Policy* 51, 23–34. doi:10.1016/j.envsci.2015.03.012
- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., Alewell, C., 2015c. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environ. Sci. Policy* 54, 438–447. doi:10.1016/j.envsci.2015.08.012
- Panagos, P., Meusburger, K., Ballabio, C., Borrelli, P., Alewell, C., 2014. Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. *Sci. Total Environ.* 479–480, 189–200. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.02.010
- Papandreou, A.A., 1998. *Externality and Institutions*. Clarendon Press, Oxford.
- Parent, L.-É., Gagné, G., 2011. *Guide de référence en fertilisation*. CRAAQ.
- Pey, B., Cortet, J., Watteau, F., Cheynier, K., Schwartz, C., 2013. Structure of earthworm burrows related to organic matter of a constructed Technosol. *Geoderma* 202–203, 103–111. doi:10.1016/j.geoderma.2013.03.010
- Pigou, A.C., Aslanbeigui, N., Kvernland, J.T., Oakes, G., 2013. *The Economics of Welfare*. Palgrave Macmillan.
- Poff, N.L., Zimmerman, J.K.H., 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshw. Biol.* 55, 194–205. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02272.x
- Prasad, M.N.V., 2005. Nickelophilous plants and their significance in phytotechnologies. *Braz. J. Plant Physiol.* 17, 113–128. doi:10.1590/S1677-04202005000100010
- Quinteiro, P., Dias, A.C., Silva, M., Ridoutt, B.G., Arroja, L., 2015. A contribution to the environmental impact assessment of green water flows. *J. Clean. Prod.* 93, 318–329. doi:10.1016/j.jclepro.2015.01.022
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B., 2008a. A survey of unresolved problems in life cycle assessment - Part 1: goal and scope and inventory analysis. *Int. J. Life Cycle Assess.* 13, 290–300. doi:10.1007/s11367-008-0008-x
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B., 2008b. A survey of unresolved problems in life cycle assessment - Part 2: impact assessment and interpretation. *Int. J. Life Cycle Assess.* 13, 374–388. doi:10.1007/s11367-008-0009-9
- Renard, K., Foster, G., Weesies, G.A., McCool, D.K., Yoder, D.C., 1997. *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*, Agriculture Handbook. U.S. Department of Agriculture.
- Richner, W., Oberholzer, H.R., Knuchel Freiermuth, R., Huguenin, O., Ott, S., Nemecek, T., Walter, U., 2014. Modell zur Beurteilung der Nitratauswaschung in Ökobilanzen – SALCA-NO3. *Agroscope Sci.* 28.
- Rockström, J., Steffen, W.L., Noone, K., Persson, A., Chapin III, F.S., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., others, 2009. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity.

- Rodrigues, J., Houzelot, V., Ferrari, F., Echevarria, G., Laubie, B., Morel, J.-L., Simonnot, M.-O., Pons, M.-N., 2016. Life cycle assessment of agromining chain highlights role of erosion control and bioenergy. *J. Clean. Prod.* 139, 770–778. doi:10.1016/j.jclepro.2016.08.110
- Rodriguez, A., Vuillemin, F., 2014. Faux-semis et déstockage : deux techniques complémentaires.
- Rokia, S., Séré, G., Schwartz, C., Deeb, M., Fournier, F., Nehls, T., Damas, O., Vidal-Beaudet, L., 2014. Modelling agronomic properties of Technosols constructed with urban wastes. *Waste Manag.* 34, 2155–2162. doi:10.1016/j.wasman.2013.12.016
- Rosenbaum, R.K., Bachmann, T.M., Gold, L.S., Huijbregts, M.A.J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H.F., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T.E., Payet, J., Schuhmacher, M., Meent, D. van de, Hauschild, M.Z., 2008. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 13, 532–546. doi:10.1007/s11367-008-0038-4
- Rosenbaum, R.K., Huijbregts, M.A.J., Henderson, A.D., Margni, M., McKone, T.E., Meent, D. van de, Hauschild, M.Z., Shaked, S., Li, D.S., Gold, L.S., Jolliet, O., 2011. USEtox human exposure and toxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties. *Int. J. Life Cycle Assess.* 16, 710–727. doi:10.1007/s11367-011-0316-4
- Saad, R., Koellner, T., Margni, M., 2013. Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 1253–1264. doi:10.1007/s11367-013-0577-1
- Sala, S., Benini, L., Mancini, L., Pant, R., 2015. Integrated assessment of environmental impact of Europe in 2010: data sources and extrapolation strategies for calculating normalisation factors. *Int. J. Life Cycle Assess.* 20, 1568–1585. doi:10.1007/s11367-015-0958-8
- Savory, A., Butterfield, J., 1999. *Holistic management: a new framework for decision making*. Island Press, Washington, D. C.
- Schlierf, K., Aissani, L., Mery, J., 2012. The Incorporation of Results of Non-aggregated Life Cycle Assessment in Decision Making: Evidence from a Case Study in Local Waste Management in France. *Waste Biomass Valorization* 4, 873–880. doi:10.1007/s12649-012-9174-y
- Schulte, R.P.O., Bampa, F., Bardy, M., Coyle, C., Creamer, R.E., Fealy, R., Gardi, C., Ghaley, B.B., Jordan, P., Laudon, H., O'Donoghue, C., Ó'hUallacháin, D., O'Sullivan, L., Rutgers, M., Six, J., Toth, G.L., Vrebos, D., 2015. Making the Most of Our Land: Managing Soil Functions from Local to Continental Scale. *Front. Environ. Sci.* 3. doi:10.3389/fenvs.2015.00081
- Séré, G., 2016. Rapport d'avancement du programme LORVER - Semestre 7 - Annexe 3 - Formulation des sols construits selon les objectifs environnementaux fixés. LSE.
- Séré, G., 2007. *Fonctionnement et évolution pédogénétique de Technosols issus d'un procédé de construction de sol*. Institut National Polytechnique de Lorraine, Nancy (France).
- Service de l'observation et des statistiques, 2015. *Repères - Sols et environnement - Chiffres clés*.
- Shallari, S., Schwartz, C., Hasko, A., Morel, J.L., 1998. Heavy metals in soils and plants of serpentine and industrial sites of Albania. *Sci. Total Environ.* 209, 133–142. doi:10.1016/S0048-9697(98)80104-6
- Shortall, O.K., 2013. "Marginal land" for energy crops: Exploring definitions and embedded assumptions. *Energy Policy* 62, 19–27. doi:10.1016/j.enpol.2013.07.048
- SimaPro - World's Leading LCA Software Package | PRé Sustainability [WWW Document], 2015. . Pré Consult. URL <https://www.pre-sustainability.com/simapro> (accessed 11.13.15).
- Slingenberg, A., Braat, L., Van Der Windt, H., Rademaekers, K., Eichler, L., Turner, K., 2009. Study on understanding the causes of biodiversity loss and the policy assessment framework. Rep. Eur. Comm. Dir.-Gen. Environ. ECORYS Res. Consult. Neth.
- SOes, 2015. *Le point sur l'occupation des sols en France : progression plus modérée de l'artificialisation entre 2006 et 2012*. Commissariat Général au Développement Durable.
- SOes, 2014. *Les sites et sols pollués* [WWW Document]. URL <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/272/1122/sites-sols-pollues.html> (accessed 9.28.16).

- SOeS, 2011. Le point sur : l'artificialisation des sols s'opère aux dépens des terres agricoles. Commissariat Général au Développement Durable.
- Standish, R.J., Hobbs, R.J., Mayfield, M.M., Bestelmeyer, B.T., Suding, K.N., Battaglia, L.L., Eviner, V., Hawkes, C.V., Temperton, V.M., Cramer, V.A., Harris, J.A., Funk, J.L., Thomas, P.A., 2014. Resilience in ecology: Abstraction, distraction, or where the action is? *Biol. Conserv.* 177, 43–51. doi:10.1016/j.biocon.2014.06.008
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., Vries, W. de, Wit, C.A. de, Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sörlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347, 1259855. doi:10.1126/science.1259855
- Steffen, W., Sanderson, A., Tyson, P.D., Jäger, J., Matson, P.A., Moore III, B., Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, H.J., Turner, B.L., Wasson, R.J., 2004. *Global change and the earth system: a planet under pressure*, Global change--the IGBP series. Springer, Berlin ; New York.
- Stolte, J., Tesfai, M., Øygarden, L., Kværnø, S., Keizer, J., Verheijen, F., Panagos, P., Ballabio, C., Hessel, R., 2016. Soil threats in Europe: status, methods, drivers and effects on ecosystem services (No. EUR 27607 EN). European Commission - Joint Research Center.
- Suer, P., Andersson-Sköld, Y., 2011. Biofuel or excavation? - Life cycle assessment (LCA) of soil remediation options. *Biomass Bioenergy* 35, 969–981. doi:10.1016/j.biombioe.2010.11.022
- Suer, P., Andersson-Sköld, Y., Blom, S., Bardos, P., Track, T., Polland, M., 2009. Environmental impact assessment of biofuel production on contaminated land—Swedish case studies. *SGI Varia* 600.
- Thomas, F., Archambeaud, M., Soltner, D., Griffon, M., 2013. *Les couverts végétaux gestion pratique de l'interculture*. France Agricole, Paris (8, cité Paradis).
- Tixier, P., Duyck, P.-F., Côte, F.-X., Caron-Lormier, G., Malézieux, E., 2013. Food web-based simulation for agroecology. *Agron. Sustain. Dev.* 33, 663–670. doi:10.1007/s13593-013-0139-8
- Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., Macdonald, D.W., 2012. Exploring a safe operating approach to weighting in life cycle impact assessment – a case study of organic, conventional and integrated farming systems. *J. Clean. Prod.* 37, 147–153. doi:10.1016/j.jclepro.2012.06.025
- Ulgiati, S., Raugei, M., Bargigli, S., 2006. Overcoming the inadequacy of single-criterion approaches to Life Cycle Assessment. *Ecol. Model.* 190, 432–442. doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.03.022
- United Nations (Ed.), 2015. *World Population Prospects: The 2015 Revision, Key Findings and Advance Tables*. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York.
- Valero, A., Valero, A., 2010. Physical geonomics: Combining the exergy and Hubbert peak analysis for predicting mineral resources depletion. *Resour. Conserv. Recycl.* 54, 1074–1083. doi:10.1016/j.resconrec.2010.02.010
- Valin, H., Peters, D., van den Berg, M., Frank, S., Havlik, P., Forsell, N., Hamelinck, C., 2015. The land use change impact of biofuels consumed in the EU - Quantification of area and greenhouse gas impacts (No. BIENL13120). ECOFYS Netherlands B.V.
- Van Beek, C., Tóth, G., European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2012. *Risk assessment methodologies of soil threats in Europe: status and options for harmonization for risks by erosion, compaction, salinization, organic matter decline and landslides*. Publications Office, Luxembourg.
- van der Ent, A., Baker, A.J.-M., Reeves, R.D., Chaney, R.L., Anderson, C.W.-N., Meech, J.A., Erskine, P.D., Simonnot, M.-O., Vaughan, J., Morel, J.-L., Echevarria, G., Fogliani, B., Rongliang, Q., Mulligan, D.R., 2015. Agromining: Farming for Metals in the Future? *Environ. Sci. Technol.* 49, 4773–4780. doi:10.1021/es506031u
- Vigil, M., Marey-Pérez, M.F., Martínez Huerta, G., Álvarez Cabal, V., 2015. Is phytoremediation without biomass valorization sustainable? — Comparative LCA of landfilling vs. anaerobic co-digestion. *Sci. Total Environ.* 505, 844–850. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.10.047
- Wallace, J.S., Acreman, M.C., Sullivan, C.A., 2003. The sharing of water between society and ecosystems: from conflict to catchment-based co-management. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 358, 2011–2026. doi:10.1098/rstb.2003.1383

- Weidema, B.P., Bauer, C., Hischer, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., Vadenbo, C.O., 2013. Overview and methodology - Data quality guideline for the ecoinvent database version 3.
- Weidema, B.P., Wesnæs, M.S., 1996. Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. *J. Clean. Prod.* 4, 167–174. doi:10.1016/S0959-6526(96)00043-1
- Weiss, M., Haufe, J., Carus, M., Brandão, M., Bringezu, S., Hermann, B., Patel, M.K., 2012. A Review of the Environmental Impacts of Biobased Materials. *J. Ind. Ecol.* 16, S169–S181. doi:10.1111/j.1530-9290.2012.00468.x
- Weiss, M., Patel, M., Heilmeier, H., Bringezu, S., 2007. Applying distance-to-target weighing methodology to evaluate the environmental performance of bio-based energy, fuels, and materials. *Resour. Conserv. Recycl.* 50, 260–281. doi:10.1016/j.resconrec.2006.06.003
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning, *Agricultural Handbook*. U.S. Department of Agriculture.
- Yilmaz, D., Cannavo, P., Séré, G., Vidal-Beaudet, L., Legret, M., Damas, O., Peyneau, P.-E., 2016. Physical properties of structural soils containing waste materials to achieve urban greening. *J. Soils Sediments* 1–14. doi:10.1007/s11368-016-1524-0
- Zhang, X., 2014. Hydrometallurgical process for the valorization of nickel contained in hyperaccumulating plants. Université de Lorraine, Nancy (France).
- Zhang, X., Houzelot, V., Bani, A., Morel, J.-L., Echevarria, G., Simonnot, M.-O., 2014. Selection and Combustion of Ni-Hyperaccumulators for the Phytomining Process. *Int. J. Phytoremediation* 16, 1058–1072. doi:10.1080/15226514.2013.810585

Annexes

Annexe 1 : Article publié dans le Journal of Cleaner Production

Life cycle assessment of agromining chain highlights role of erosion control and bioenergy

Jérémy Rodrigues^a, Vivian Houzelot^a, Florent Ferrari^a, Guillaume Echevarria^b, Baptiste Laubie^a, Jean-Louis Morel^b, Marie-Odile Simonnot^a, Marie-Noëlle Pons^{a,*}

^a Laboratoire Réactions et Génie des Procédés, Université de Lorraine-CNRS, 1 rue Grandville, BP 20451, 54001 Nancy Cedex, France

^b Laboratoire Sols et Environnement, Université de Lorraine-INRA, 2 avenue de la Forêt de Haye, BP 172, 54505 Vandoeuvre-les-Nancy Cedex, France

* Corresponding author. Tel: +33 (0) 383 175 277. E-mail: Marie-Noelle.Pons@univ-lorraine.fr

Abstract

Agromining is the recovery of valuable heavy metals from soils with high metal concentrations, using hyperaccumulator plants, to produce value added products. It allows the exploitation of low-grade ores for which conventional mining techniques are too expensive and detrimental to the environment. It is also a means for the restoration of closed mines and heavy metal contaminated soils. On lands of low fertility and high concentration in metals, *e.g.* serpentine soils in the Balkans, it can provide income sources for the local farmers and improve soil fertility and resistance to erosion.

We presented here the Life Cycle Assessment of an agromining supply chain. This chain included i) the recovery of nickel from serpentine soils in the Balkans with cropped hyperaccumulator *Alyssum murale*, and ii) the production of ammonium nickel sulfate hexahydrate (ANSH) from the resulting ashes using hydrometallurgical processes. Results showed that if not controlled by anti-erosion practices, soil loss at farm scale is responsible for significant impacts, especially on human and environmental health, due to the high heavy metal content of soil particles. However, agromining has a similar impact as normal agricultural practices implemented on the territory. It may be used as cover crop instead of leaving bare soils. Its impact would therefore be beneficial. Heat recovery from biomass combustion avoids significant impact, depending on the energy source it may replace. Proper combustion fume filtration and fly ash recovery reduce risks on human health and maximize metal recovery. Byproducts derived from the process may return to the field to compensate nutrient uptake by crops and improve soil fertility. In conclusion, LCA demonstrated that the whole agromining chain offers the opportunity to promote new agricultural practices and preserve valuable resources. Improvements of the industrial processes are however necessary to increase Ni recovery, purity and added value of final products.

Keywords: Agromining; Bioenergy; Hyperaccumulator; Life Cycle Assessment; Nickel;

Introduction

Agromining is the recovery and subsequent purification of strategic metals from soils with hyperaccumulating plants, *i.e.* plants in which their natural concentration exceeds 10 g/kg dry wt (Morel and Mollier, 2013). It is a chain of processes that extract metals from low-grade ores, contaminated soils or wastes, and produce compounds of high added-value (van der Ent et al., 2015), and may help face two trends.

First, because of the increasing need for metals and the depletion of high grade ores, which were historically the first to be used due to their profitability, ore grades have undergone a structural decline (International Council on Mining and Metals (ICMM, 2012)). As a result, for a given amount of extracted metal, the mining industry faces increased waste generation and land degradation, as well as increased challenges in metal extraction at viable economical costs. Second, anthropogenic activities (*e.g.* mining, industry, urban, waste disposal) may cause accumulation of heavy metals on large areas, which cannot be treated with conventional depollution practices (*e.g.* soil excavation). Unless the polluted areas are under strong urban development pressure, which would allow a quick return on investment, these techniques are prohibitively expensive and hence currently unrealistic.

Both trends illustrate resources increasingly difficult and expensive to exploit/rehabilitate. They therefore call for more extensive and less cost intensive techniques, which would also be more in line with societal demands and expectations regarding sustainable development (Drexhage and Murphy, 2010). Increasing interest has thus been brought on technologies using plants, especially phytoextraction of metals for soil remediation (Chaney, 1983; Baker et al., 1994), from which emerged the concepts of phytomining (Chaney, 1983), and later agromining (Morel and Mollier, 2013; van der Ent et al., 2015).

Metal concentrations are generally higher in hyperaccumulators (HA) than in the soil. The bioaccumulation ratio is superior to unity, and is a key variable, along with biomass yield, to determine the amount of metal harvestable with agromining (Chaney et al., 2007). A high bioaccumulation ratio means it takes less inputs to extract metals from the plants than from the soil itself, as is usually done with conventional mining and depollution processes. With an appropriate choice of HA, agromining could therefore help overcome current technical limitations.

Furthermore, agromining may be compatible with the production of other crops with the phytoextraction of metals, and allow a much quicker post-mining reconversion of the land (van der Ent et al., 2015). It could therefore suitably complete conventional mining and depollution processes, respectively on low-grade ores and heavy metal-contaminated soils.

This paper considers the particular case of nickel (Ni), which is used in industries such as the production of stainless steel and batteries and in chemistry (surface treatment, paints) (Mudd and Jowitt, 2014). Although its main reserves are located in laterite deposits near the tropics, significant reserves are also available in regions with serpentine soils in Northwestern America, South and Eastern Europe (Shallari et al., 1998; Prasad, 2005). Agromining of Ni from serpentine soils using the HA *A. murale* was conducted with success in Oregon and Albania (Li et al., 2003; Bani et al., 2007). This Brassicacea is easily found in the Balkan Peninsula, and has an average bioaccumulation ratio of 2.9 for Nickel (Ni) (Shallari et al., 1998). A process was designed to extract Ni from *A. murale*, and synthesize salts of Ammonium Nickel Sulfate Hexahydrate (ANSH), that crystallize at low temperature (Barbaroux et al., 2012; (Mercier et al., 2012). The process consists of burning the plant and processing the ashes through successive leaching and filtration steps. It has been recently improved to levels of purity above 99% (Zhang, 2014).

Agromining appears *a priori* as a chain of an environmentally friendly process, as it is based on plant growth and recovery that minimizes the impacts on resources. However, this view strongly related to the green strategies and technologies that arise in various industrial areas must be supported by an objective analysis. Life Cycle Assessment (LCA) is a helpful tool to this end. It is a normed methodology (International Organization for Standardization, 2006) covering the whole life cycle of a commodity, *i.e.* from the extraction of the resources used to form it to its final disposal. It provides a systemic overview of the life cycle of a product, which is crucial to avoid burden shifting: LCA checks that improvements at one life cycle stage on one potential impact (*e.g.* climate change caused by energy consumption) are not done at the expense of higher impacts elsewhere (*e.g.* higher toxic emissions).

This work was conducted to assess the potential impacts of agromining on the environment over its whole life cycle, in order to identify its strengths, weaknesses and improvement opportunities. From the design of an agromining supply chain (Zhang, 2014; Bani et al., 2015), a LCA was run to assess the potential impacts, and identify potential hotspots that may require improvements to minimize environmental impacts when scaling the supply chain up to industrial levels.

Methods

Scope and functional unit

LCA was applied on the whole agromining chain, which comprises:

- hyperaccumulator (HA) biomass production, from soil preparation to harvesting, including fertilization, field emissions from machinery (metals) and nutrient/metal flows (*e.g.* ammonia, phosphate);
- biomass transportation to the processing site;
- biomass grinding and combustion;
- synthesis of Ni-salts from biomass ashes.

Neither land use change or food agriculture displacement were considered applicable to our case study, because the lands are already –but poorly– cultivated in our context. The most probable alternative to agromining is leaving the soil fallow between two crops.

The environmental assessment was performed using attributional LCA. Consequential LCA did not seem relevant yet, given the lack of reliable data on conventional Ni-based products and on the potential consequences of agromining. The functional unit is 1 kg of HA plant ashes produced and processed into 353 g of ANSH (**Supplementary Figure F1**). All the impacts were allocated to ANSH, which is currently the main product, and chosen as the reference product. By-products are also generated (washing fluids, solid byproducts); they could be reused either within the process or on the field as fertilizers, since they contain elements of agronomic interest (Ca, K, P, Mg). This aspect still needs to be investigated, and is therefore not included in the present assessment.

Cropping system

Alyssum murale naturally grows in the Balkans, on ultramafic soils, *i.e.* soils originating from rocks with high magnesium/iron oxide content and low silica/potassium content. Those soils exhibit poor nutrient concentrations and high heavy metal concentrations (**Supplementary Table S1**). When topography allows it, they are occasionally used to grow crops, especially corn or forage, as subsistence agriculture, but with rather low yields, and left fallow afterwards. Agromining could progressively increase soil fertility and reduce soil phytotoxicity to edible crops, helping local farmers to increase their income (van der Ent et al., 2015).

The low chemical fertility of ultramafic soils strongly limits the yields achievable for agromining (<3 t of dry weight per ha). Therefore, a cropping system has been designed in order to increase the yields and the available stocks of nutrients (Bani and al. 2007): after soil preparation (ploughing), *A. murale* seeds are sown by hand in April of year N. They remain in dormant state until September when *A. murale* germinates and the plantlets start to grow. Between April and September, other crops may be

allowed to grow on the field. In March of year N+1, the field is weeded by hand. During the following month, it undergoes an initial manual fertilization (phosphorus, potassium, calcium, first dose of nitrogen), a second dose of nitrogen being dispensed in May (**Supplementary Table S2**). Nitrogen fertilization is split in order to reduce potential nutrient losses. Finally, plants are harvested in June N+1: they are mown, windrowed, *i.e.* piled in rows for drying, and pressed by a tractor before being manually loaded on a truck for transportation.

So far, chemical-based fertilization has been implemented (Bani and al. 2007). Those conditions enable to reach a yield of 7 t ha^{-1} of dry matter of *A. murale*, containing 90 kg of nickel. Work is still in progress on how to substitute chemical-based fertilization by alternative strategies, such as manure spreading, *Leguminosae* plantation and growth (to fix nitrogen), winter crop in the early stages of *A. murale* development. However, these experiments are not yet mature enough to be fully considered. Only their potential interest against soil erosion will be discussed.

Description of the studied processes

Once the HA biomass is harvested, it is transported by truck (16 t) to its final destination, 50 km away. Then, production of ANSH follows the steps indicated by Zhang (2014):

1. Biomass is ground with an industrial wood chipper equipped with a 6 mm grid (11 kW, 85 kg/h) and burnt in a 15 kW furnace with inner temperatures between 800 and 1000 °C;
2. Ashes are collected and washed twice (mass ratio of water to ash 4:1) with deionized water to remove K;
3. Washed ashes are leached with 2 M sulfuric acid (mass ratio of solution to ash 9:1), filtered and set aside, while the leachate containing the nickel goes to the next step;
4. Leachate is mixed with lime and water, at a ratio of 1:4:2.5 lime (kg), water (L) and leachate (L) respectively. Thus, leachate pH increases, Fe and some of the excess sulfate precipitate into FeOOH and gypsum ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), which are filtered out and set aside;
5. Leachate is mixed with sodium fluoride to remove magnesium, by filtration in the form of magnesium fluoride;
6. The purified leachate is heated to evaporate most of its water, reduce leachate volume threefold and bring it closer to NiSO_4 solubility limit;
7. Solid ammonium nickel sulfate hexahydrate (ANSH) is crystallized from the leachate, by adding ammonium sulfate at a temperature of 2 °C.

Improved filtration techniques could allow better Ni-recovery yields after liming, only at the expense of increased electricity consumption. Moreover, process effluents from ANSH synthesis could replace demineralized water during ash leaching. This would contribute to increased nickel sulfate concentration in the leachate and bring it closer to ANSH saturation point, with a higher yield. Washing water and gypsum, loaded with key nutrients (K, Ca), may be returned to the field for fertilization purpose. Those optimizations have not yet been fully investigated.

Specific impacts

Field occupation and emission impacts

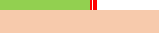
Agromining is considered to transform arable fallow land into arable land, which is then occupied as long as agromining activities occur, *i.e.* as long as Ni soil concentrations allow high extraction rates. Assuming a nickel concentration of $3.15 \text{ g Ni (kg}_{\text{dry soil}})^{-1}$ (Bani et al. 2015) and a constant extraction yield of 90 kg Ni per ha and per harvest of *A. murale*, it would take 140 harvests to extract all the nickel present in the first 30 cm of topsoil, without considering erosion.

From sowing to harvest, a cropping cycle takes 14 months (from April year N to June year N+1). However, when dealing with land use impacts, it is considered that the cropping cycle of a plant starts

at the harvest of its predecessor, and ends when the plant leaves the field (after harvest or drying on site) (Nemecek et al., 2014). **Table 1** illustrates the different possibilities:

- After *A. murale* is harvested, the field is left fallow before another cycle begins. Then, one cropping cycle lasts 2 yr.
- A. murale* is sown and harvested every year, while the vegetation already in place is still growing. Seeded plants are in dormant state from sowing until after their predecessors have been harvested; therefore no competition for resources is expected between the two generations. Soil preparation is done before the very first sowing of *A. murale* and repeated every 3 to 5 yr. In this case, one cropping cycle lasts 1 yr.
- A. murale* is part of a diverse cropping system. Here, one cropping cycle lasts 2 yr, but part of it is allocated to the other species grown on the field (forage, legumes, corn), according to the recommendations of Nemecek et al. (2014). If those species are harvested at the beginning of *A. murale* growth, only 10 months of the cropping cycle are allocated to *A. murale* in terms of impacts. This cropping system is possible as long as intercrops and *A. murale* do not compete and as harvesting one crop does not jeopardize the other. In practical terms, intercrop harvest should occur before the end of *A. murale* dormant state, and vice versa.

Table 1: Description of the different cropping cycles possible for *A. murale*

Year N	Year N+1	Year N+2
A. Field cropped with <i>A. murale</i> left fallow (cropping cycle: 2 yr)		
		
B. Field continuously cropped with <i>A. murale</i> (cropping cycle: 1 yr)		
		
		
C. Field cropped with <i>A. murale</i> and other crops (cropping cycle: 2 yr)		
		
		
Legend  Vegetative stage (<i>A. murale</i>)  Plant growth (<i>A. murale</i>)  Plant growth (other species) . Time laps where land use and field emission impacts are allocated to the other species  Plant harvest		
NB: For the other species in case C., sowing and harvest are placed arbitrarily		

The impacts of *A. murale* were assessed using the methodology described by Nemecek et al. (2014) (**Supplementary Tables S3, 4, 5 and 6**). Cover was assumed similar to rapeseed (*Brassica napus*) cover, since *A. murale* and rape are both *Brassicaceae*. Nitrate emissions were quantified with the SALCA-NO₃ model (Richner et al., 2014). Element losses through erosion are calculated for heavy metals and phosphate, using the Revised Universal Soil Loss Equation (Wischmeier and Smith, 1978; Renard et al., 1997; Faist Emmenegger et al., 2009; Panagos et al., 2015a, 2015b;). Without specific actions against erosion, the potential soil loss is 27 t ha⁻¹ yr⁻¹, *i.e.* roughly 2 mm yr⁻¹. Actually, loss may be lower, because of the occasional presence of low stone walls bordering the fields.

Finally, flows of metals out from soils involved by agromining are also considered as a depletion of mineral resource, according to the practice when modelling mining activities. The lower quality of the soil, when compared to conventional ores, was not taken into account, however.

Emissions from biomass combustion

In the absence of data, emissions due to *A. murale* burning have been calculated on the basis of the combustible fraction of the dry biomass (90%, the remaining 10% representing the ash content), using available Ecoinvent data on wood pellet combustion in a 9 kW furnace.

Wood pellets are supposed to be a good proxy for estimating combustion emissions, since harvested biomass is close to woody. However, Ecoinvent datasets mention an ash content of 0.45% (the combustion of 71 g wood pellets generating 0.32 g ashes to produce 1 MJ of heat (low heating value)), much lower than for *A. murale*. Assuming that combustion emissions are proportional to the combustible biomass (90% of the total biomass), then the combustion of 1 kg of *A. murale* produces as much energy and emissions as 0.9 kg of wood pellets. This implies that the combustion in the furnace does not allow a higher mobility of pollutants from the ashes, *i.e.* that furnace temperature remains below 600 °C in the case of Ni (Zhang et al., 2014). The validity of this hypothesis will be discussed. Finally, instead of being disposed of, ashes are used as input to the subsequent processes.

After leaching, treated ashes are assumed to be stabilized in cement and landfilled, following the same processes as ashes from de-inking sludge, for which Ecoinvent data is available. This assumption is made because ashes contain most of the uptaken metals (Zn, Cr), the recovery of which has not been investigated yet.

Life Cycle Impact Assessment with multiple scenarios

Computation

Life cycle assessment was done with SimaPro® 8.5 software by PRé Consultants (PRé Consultants, 2015) using the Ecoinvent 3.1 database. The selected characterization method for the LCIA was the one proposed by the International Reference Life Cycle Data System (ILCD), since it uses consensus-based models for the different assessed impact categories, which comprise: climate change, ozone depletion, human toxicity (both cancer and non-cancer effects), particulate matter, ionizing radiation, photochemical ozone formation, acidification, terrestrial and aquatic eutrophication, ecotoxicity, land use, water and mineral resource depletion (EC - JRC - IES, 2011). The main results were also normalized by the annual potential impacts of an average inhabitant of the EU 27 (Benini et al., 2014), in order to identify the most significant impacts, when compared to those of the European economy.

The different studied scenarios must allow us to identify the environmental hotspots of Ni-salts production and which production chain minimizes them. Three main variables were tested: erosion potential, electricity mix and heat recovery from biomass burning.

Erosion control

Erosion potential is quite high, assuming that *A. murale* is cropped every year on a given field (case B. in **Table 1**). Being practiced on soils naturally rich in heavy metals, agromining may cause significant impacts. However, these impacts would also occur with corn cultivation. Therefore, we compared the impacts from *A. murale* cropping to corn cultivation. Practices and biomass production were assumed similar, in order to emphasize the effect of soil loss and metal uptake. The latter was calculated using data on metal content in biomass (Nemecek et al., 2014).

Furthermore, the effects of two different anti-erosion practices on those impacts were compared. The first one was contour farming, which consists of preparing the soil and seeding following the contours of the land, in order to slow down water runoff and erosion, and facilitate infiltration. The second one was the use of a winter cover crop between two *A. murale* croppings (similar to case C. in **Table 1**). Only the effects on soil retention were considered; increased water retention, soil organic matter and specific impacts associated with those practices were not taken into account. The potential effect of stone walls was also appraised, assuming a density of 3 stone walls per transect of 250 m, and using data from Panagos et al. (2015b). **Supplementary Table S7** gathers the changes in input parameters involved by all those scenarios.

Finally, we compared two different interpretations of those results: (1) the impacts caused by *A. murale* cropping in a standalone culture and (2) its impacts if we only consider the change in erosion compared to corn. The latter would highlight the potential role of agromining as an erosion mitigation strategy.

Potential atmospheric emissions during combustion

Pollutant emission during HA combustion was assumed similar to the case of ordinary woody biomass. To assess the pertinence of this hypothesis, we tested the potential effects of the atmospheric release of 5% of the heavy metals contained in the harvested biomass.

Electricity mix

The Albanian electricity mix is dominated by hydropower, but, according to the International Energy Agency, the electricity network is unreliable, making it often necessary to use local fuel-powered generators (Bergasse and Kovacevic, 2008). In the absence of more precise data in Ecolnvent datasets on Albanian electricity, electricity mixes were assumed either 100% hydro-powered (AL-H) or 100% fuel-powered (AL-F).

In the case of AL-H, the impacts from transmission and conversion of hydroelectricity (high voltage) to consumer (low voltage) were taken into account. We assumed that they follow the same pattern as in Switzerland, from which all electricity network models are derived. In the case of AL-F, we considered the operation of a <18.64 kW (<25 horsepower) diesel power generator working at steady-state, suited for small scale applications, with an energy yield of 30%. Since it operates close to the end user, the impacts of electricity network were neglected.

Furthermore, we wanted to determine if it was environmentally beneficial to transport biomass over longer distances to be processed (*e.g.* 200 km instead of 50), if it could help use hydroelectricity where the network is more reliable. This scenario is labelled AL-HT.

Another scenario considers an agromining chain in Spain (ES), where ultramafic soils and endemic Ni-hyperaccumulators can also be found (Cabello-Conejo et al., 2013). To simplify, we assumed that only the electricity mix changes from scenario AL-H to ES, for which data are drawn from Itten et al. (2012).

Finally, we evaluated the potential gain of recovering energy from biomass combustion and using it in substitution to electricity for heating the process. The possibility of heat recovery in substitution of electric heating outside the process was also considered. The latter appears realistic, considering that electric heating of buildings is a current practice in Albania (Bergasse and Kovacevic, 2008). However, the impacts associated with additional equipment (to collect and distribute heat) were not considered.

Results and discussion

Origin of the main impacts

A first analysis was conducted in the Albanian context using 100% hydropowered electricity. Biomass is produced every year on a given field (**Table 1**, case B.), and is transported 50 km from field to its transformation site. A summary of the corresponding flows is shown in **Table 2**.

The repartition of the potential impacts over ANSH life cycle is exhibited in **Figure 1** and in supplementary data (**Table S8** and **Figure F2**). Direct and indirect agricultural emissions generate most of the potential impacts. The most relevant flows and processes susceptible of causing environmental damage are pointed out in **Supplementary Table S9**. Its core conclusions are summed up as follows.

Table 2: Summary of the main inputs and outputs to produce and process 1 kg of HA ashes

Flows investigated	Unit	Value
--------------------	------	-------

Agriculture		
Ammonitrate	kg-N	0.172
Potassium sulfate	kg-K ₂ O	0.172
Phosphate	kg-P ₂ O ₅	0.325
Gypsum	kg	0.458
Surface ploughed, mown, windrowed	m ²	14.3
Biomass baling	kg	10
Soil loss through erosion*	kg	38.9
Transport*	km	50
Processes		
Electricity for grinding, agitation, filtration	MJ	14.9
Heating and cooling	MJ	23.6
Heat released by combustion	MJ	126
Lime	kg	2.3
Sodium fluoride	kg	0.1
Ammonium sulfate	kg	0.1
Sulfuric acid	kg	1.3
Demineralized water	kg	23.4
Products and byproducts		
ANSH	kg	0.353
Nickel-rich solution	kg	4.7
Nickel-rich gypsum	kg	5.4
Magnesium fluoride	kg	0.1
Waste water	kg	8.0
Humid ashes	kg	1.9
* Parameters affected by scenario changes, along with electricity mix and heat recovery from combustion		

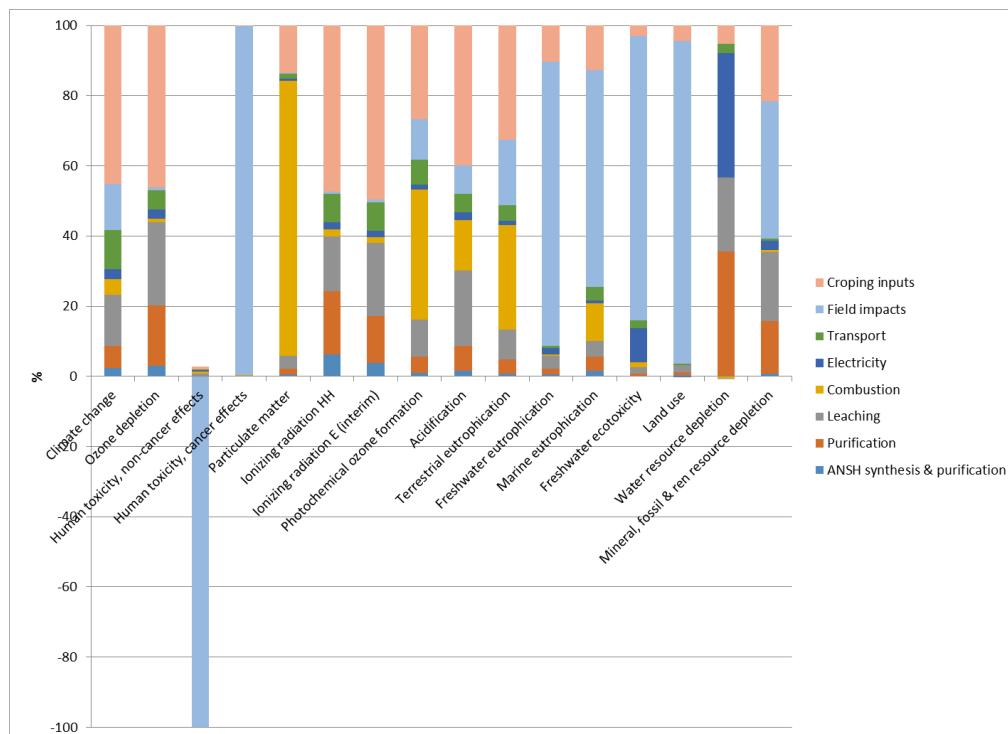


Figure 1: Contribution of the different life cycle stages to the overall life cycle impacts of ANSH produced from *A. murale* ashes, after biomass has been transported 50 km

Flows of substances that are toxic to human or the environment represent the most significant impact, in comparison to average European economy.

Freshwater ecotoxicity and human carcinogenic toxicity are strongly affected by soil erosion induced by non-conservative agriculture, which causes a release of Cr and Ni from soil to water, where they have stronger availability and negative impacts (**Supplementary Figures 3 and 4**). This release is higher than on an average agricultural soil, simply because of the particularly high Ni and Cr concentrations in ultramafic soils.

However, Zn-uptake by plants has a strong beneficial effect on non-carcinogenic toxicity, which by far compensates the toxicity induced by other flows (**Supplementary Figure 5**). Zinc removal from soil through erosion contributes to a lesser extent to this beneficial impact. Thus, the impacts of agromining on total human toxicity (cancer and non-cancer effects) would turn out to be beneficial.

Nevertheless, this beneficial effect of Zn uptake has much to do with the current use of the soils used to crop *A. murale*. Since they occasionally support subsistence agriculture, they were considered as agricultural soils, for which heavy metal characterization factors are significantly higher than those of unspecified soils, such as defined in EcolInvent nomenclature. The underlying cause is that agricultural soils are used to feed humans or livestock. Therefore, they present a higher risk to allow heavy metal ingestion by humans via metal transfer to the food chain. If the studied field was considered non-agricultural, the benefit granted by Zn uptake would collapse, leaving only the detrimental effects of Zn emissions to water through soil erosion.

Soil erosion and nutrient loss also have detrimental effects on eutrophication; they represent more than 60% of the eutrophication potential, the rest being shared in roughly equal proportions between (1) fertilizer fabrication and (2) other processes.

Land use impacts need to be considered with care. They appear as dominated by the occupation of an arable land, which would keep the soils at lower contents of organic matter than what would occur without agromining. This is questionable, since the implemented cropping practices greatly improve local plant productivity. It could therefore increase soil organic matter, which would result in a beneficial impact. However, using soil organic carbon content (Bani et al., 2015), we calculated that soil loss through erosion, among other negative consequences, would involve a loss of $73 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, which would significantly increase land use impacts. The clear balance between those two contradictory factors requires a more thorough assessment of carbon fixation in soil.

The climate change indicator is mainly affected by the fabrication of fertilizers and by the disposal of waste ashes, using cement. Depletion of mineral resources is mainly due to nickel extraction and the depletion of indium resources due to the use of sulfuric acid, some part of which is a by-product of lead production.

Effects of improved erosion control and cropping practices

Soil and nutrient losses are proven to strongly contribute to the overall potential impacts. However, those impacts would be significantly higher with corn cultivation, already performed on those soils (**Figure 2**). Concerning human toxicity, no consideration was taken here on the transfers of metals from corn to human or livestock. This would undoubtedly further increase the benefit of *A. murale* against corn cultivation.

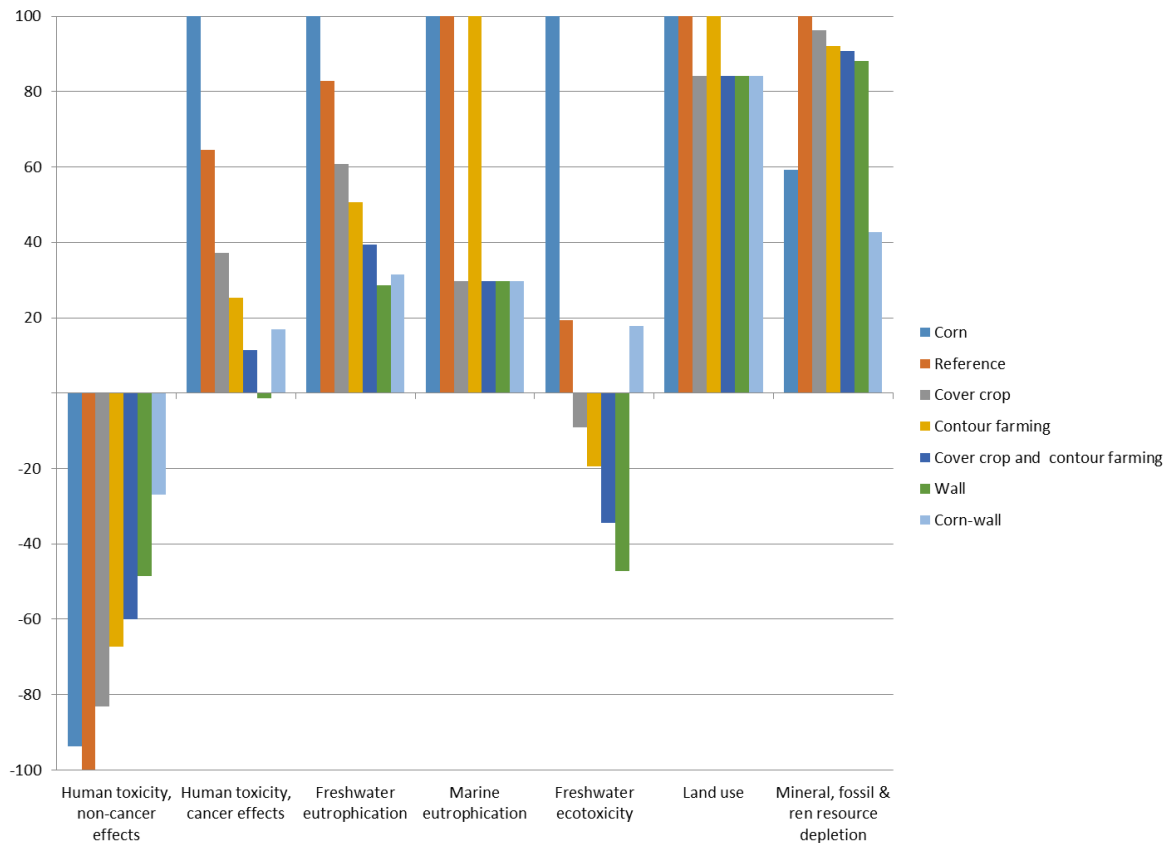


Figure 2: Comparison of different land management and cover practices on the potential impacts of 10 kg of biomass (*A. murale* or corn). Focus is made on the impact categories that are affected by changes.

A. murale cultivation impacts more severely on mineral resources, but this trait is common to all mining activities. More surprisingly, corn cultivation impacts are also quite high, because of higher erosion, but more importantly because of the use of phosphate fertilizers that requires sulfuric acid.

Focusing on agromining, erosion mitigation practices have a very significant beneficial effect on several impact categories, reducing them by 12 to 340% for mineral resource depletion and freshwater ecotoxicity respectively. Surprisingly, non-carcinogenic toxicity seems to increase with reduced erosion. This is because less zinc is removed from the field. However, soil erosion only changes heavy metal absolute mass on the field. It is unlikely to significantly change their soil concentration and bioavailability, which are the main variables controlling toxicity, since the studied metals originate from local parent rock. This reduced toxicity should therefore be considered with care.

The marine eutrophication and land use impacts from agromining seem to vary only if co-cropping is implemented, because then these impacts are partially allocated to another crop. It should be noted that the benefits of co-cropping are underestimated because improved nitrate retention, soil loss control and soil organic content were not accounted for yet.

The presence of walls only amplifies the relative benefits of *A. murale* versus corn: impact reductions expected from *A. murale* cropping and erosion mitigation practices come to exceed 100%, as exemplified by freshwater ecotoxicity and carcinogenic toxicity.

If we only consider the change in erosion involved by agromining compared to corn cultivation, its overall toxicity impacts become clearly beneficial (**Supplementary Figure F6**). This implies that agromining could help reduce erosion, as an alternative to leaving bare soils after use. The stronger the initial erosion potential, the stronger the benefit generated by agromining

Additive emissions from combustion

The simulated emission of 5% of the heavy metals contained in biomass during combustion only increased freshwater ecotoxicity and non-carcinogenic human toxicity, which are almost entirely affected by Ni and Zn, respectively (**Supplementary Table S10**). The emission of 5% of uptaken Ni increases by 10% life cycle ecotoxicity, while that of Zn reduces by 1.5% the benefits from metal uptake on non-carcinogenic human toxicity.

In practice, given similar combustion temperatures in the furnace (800-1000 °C) for heavy metal contaminated biomass, the fraction of vaporized metals can either remain below 5% or rank up to 30 to 55% (Pb, Zn, Cd), depending on whether the furnace is equipped with a fabric filter or not (Chalot et al., 2012). Therefore, proper filtration equipment and fly ash recovery may avoid significant environmental risks, as well as the potential loss of valuable elements (Ni, Zn).

Sensitivity to the electricity mix

Figure 1 showed that, if the electricity mix is 100% hydropowered, the impacts of electricity consumption are low in comparison to the rest of the life cycle. This result could be expected, since hydroelectricity has lower impacts than other energy sources. **Figure 3** indicates that if another electricity mix was chosen, many life cycle impacts of ANSH would increase dramatically.

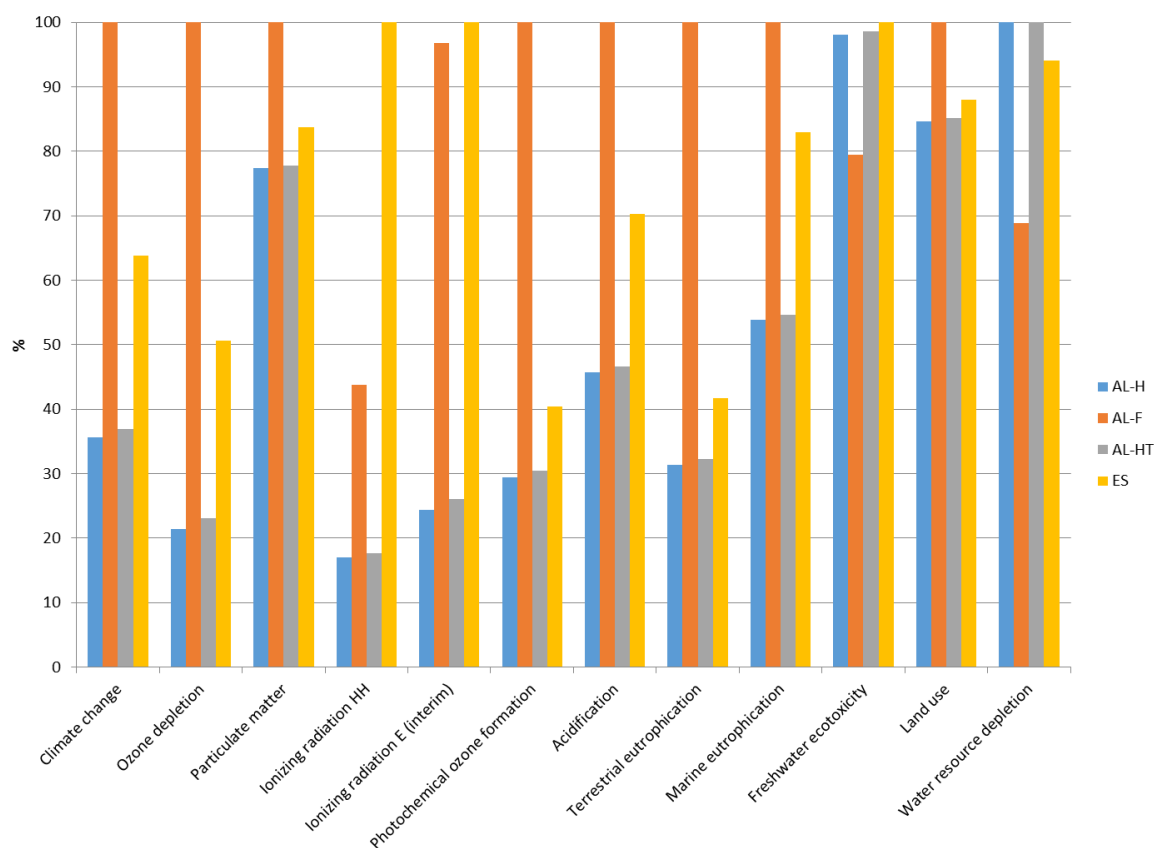


Figure 3: Sensitivity of potential impacts of ANSH to different electricity mixes, focusing on those where significant change occurs

In the Albanian context, the use of fuel (AL-F) is more detrimental to the environment than hydropower, with the notable exceptions of water and mineral resource depletion, and freshwater ecotoxicity. Indeed, in scenario AL-F, no water is used to run a fuel generator, and no electricity

transmission network is required. The deployment of this network requires copper and generates scrap copper, which is assumed, in ecoinvent database, to be mostly landfilled and eventually released to water. More realistically, copper scrap will be recycled due to its market price, thus avoiding these hazardous emissions, and hence questioning the relative advantage of scenario AL-F.

For other impact categories, AL-H presents better performances, so that it is still pertinent to transport biomass 150 km further (AL-HT), if it allows to use hydroelectricity instead of fuel. In that case, the increased impacts are less than 5% of those implied by fuel-generated electricity. Finally, Spanish electricity mix (ES) is almost always more detrimental than Albanian electricity, because of the use of coal and, to a lesser extent, gas, that respectively represent 15 and 40% of Spanish electricity mix.

Advantages of heat recovery

The production process of ANSH from HA plants requires (1) to burn those plants and (2) to heat up solutions (leaching and concentration steps). Therefore, it would be pertinent to reuse the combustion heat for the following steps, and design the industrial process in a way that allows it. In the current conditions, this would involve significant energy savings, since heat represents approximately 70% of the process energy needs and only 23% of the energy released from biomass combustion (**Supplementary Figure F1**). If we do not take into account the impacts of additive infrastructure (heat exchangers and networks), the reduction of the impacts would be proportional to these savings and to the impacts of the purchased electricity.

In the case of hydropowered electricity (AL-H, AL-HT), apart from water resource depletion and ecotoxicity, no impact category would change significantly (**Table 3**). It would then probably not be worthy to invest significant effort on infrastructure for heat recovery. As for scenarios based on more polluting energy sources (AL-F, ES), heat recovery could reduce environmental impacts by 20-25% to 100-130% on average.

Table 3: Reduction of the life cycle potential impacts of ANSH production at different levels of heat recovery from biomass combustion, in substitution of electric heating, in %

Scenario and fraction of combustion heat recovered (%)	AL-H		AL-F		AL-HT		ES	
	20%	100%	20%	100%	20%	100%	20%	100%
Climate change	2	10	45	239	2	9	32	167
Ozone depletion	2	10	55	289	2	8	41	215
Human toxicity, non-cancer effects	0	-2	0	-2	0	-1	-1	-4
Human toxicity, cancer effects	0	0	0	2	0	0	0	1
Particulate matter	0	2	16	84	0	2	6	29
Ionizing radiation HH	1	7	43	226	1	6	58	304
Ionizing radiation E (interim)	1	7	52	274	1	6	53	277
Photochemical ozone formation	1	5	49	259	1	4	19	103
Acidification	2	8	38	202	2	7	25	133
Terrestrial eutrophication	1	4	48	252	1	4	18	94
Freshwater eutrophication	2	9	4	19	2	8	8	42
Marine eutrophication	1	3	32	170	1	3	25	130
Freshwater ecotoxicity	16	82	3	16	15	73	17	87
Land use	0	0	11	56	0	0	3	14
Water resource depletion	25	130	5	24	25	117	22	116
Mineral, fossil & renewable resource depletion	2	9	2	10	2	8	3	14
Average reduction (all categories)	3	18	25	133	3	16	20	108

It would then be pertinent to (1) burn the harvested biomass where heat is needed as a substitute for more polluting sources (*e.g.* fuel), and (2) transport the ashes where they can be processed with clean electricity. The latter supposes however that the local electric network is so unreliable that (polluting) backup technologies *are* required close to the fields, *and* can be avoided after transportation.

Comparison with conventional nickel products

It was not possible to compare nickel products synthesized from HA biomass with those from conventional processes for several reasons. First, agromining exploits uses that could not be exploited with conventional mining in the current economic context, and its yearly nickel extraction yields are much lower. It cannot therefore be seen as a competitor with conventional mining. Second, little Ecolnvent data are available on major issues such as land transformation and occupation, the efficacy of post-mining restoration and the handling of tailings from sulfidic ores (Althaus and Classen, 2005).

Conclusion

To our knowledge, this study is the first attempt to assess the sustainability of agromining using LCA. We highlighted the pertinence of using agromining as a complementary cover crop to reduce erosion and HA biomass as bioenergy source, and the moderate impacts of the synthesis of nickel products from HA ashes.

Soil loss control is a cornerstone to agromining sustainability. It avoids the loss of valuable metals, the release of which could be detrimental to environment and human health. The cropping of HA plants should be coupled with anti-erosion practices, such as contour farming, mulching, and winter cover crops instead of conventional tillage to structure the soils, and a good maintenance of stonewalls to prevent erosion. This would not only result in beneficial impacts on soil, water and human health, but also increase the sustainability of agromining and other local cropping systems.

The heat generated by biomass combustion is a valuable byproduct, the recovery of which could (1) reduce the costs of the agromining supply chain (Chaney et al., 2007) and (2) avoid significant impacts if the local base energy sources for heat are fossil fuels. In the Albanian context, where electricity is close to 100% based on hydropower, the produced heat does not need to be used internally by the process; it only needs to substitute polluting energies, before the ashes are transported where clean electricity can be used to generate high value added products. Thus, even if the biomass was transported more than 200 km away from the field, agromining and heat recovery would still be less damaging to the environment.

Some issues were only mentioned in this paper and are still under study: the substitution of synthetic fertilizers by manure spreading and/or legumes cropping, the reuse of process effluents and solid wastes back on the field as fertilizers, improvements on the process to increase Ni-recovery in marketable products. Those improvements could significantly reduce the impacts of the cropping system, while maintaining the balance of nutrients on the field and increasing the value added of agromining.

To conclude, it would be pertinent to compare products from agromining with those from conventional mining, in order to assess its pros and cons, as well as socioeconomic consequences of agromining. However, more data are required to achieve that goal.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are thankful to the financial support of the Agence de Mobilisation Economique (AME) of Lorraine and the European Regional Development Fund, through the LORVER project.

References

- Althaus, H.-J., Classen, M., 2005. Life Cycle Inventories of Metals and Methodological Aspects of Inventorying Material Resources in ecoinvent (7 pp). *Int. J. Life Cycle Assess.* 10, 43–49. doi:10.1065/lca2004.11.181.5
- Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Sidoli, C.M.D., Reeves, R.D., 1994. Environmental biotechnology in waste treatment and recycling The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Resour. Conserv. Recycl.* 11, 41–49. doi:10.1016/0921-3449(94)90077-9
- Bani, A., Echevarria, G., Sulçe, S., Morel, J.-L., 2015. Improving the Agronomy of *Alyssum murale* for Extensive Phytomining: A Five-Year Field Study. *Int. J. Phytoremediation* 17, 117–127. doi:10.1080/15226514.2013.862204
- Bani, A., Echevarria, G., Sulçe, S., Morel, J.L., Mullai, A., 2007. In-situ phytoextraction of Ni by a native population of *Alyssum murale* on an ultramafic site (Albania). *Plant Soil* 293, 79–89. doi:10.1007/s11104-007-9245-1
- Barbaroux, R., Plasari, E., Mercier, G., Simonnot, M.O., Morel, J.L., Blais, J.F., 2012. A new process for nickel ammonium disulfate production from ash of the hyperaccumulating plant *Alyssum murale*. *Sci. Total Environ.* 423, 111–119. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.01.063
- Benini, L., Mancini, L., Sala, S., Manfredi, S., Schau, E.M., Pant, R., European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 2014. Normalisation method and data for environmental footprints. Publications Office, Luxembourg.
- Bergasse, E., Kovacevic, A., 2008. Energy in the Western Balkans: the path to reform and reconstruction. OECD, Paris.
- Cabello-Conejo, M.I., Centofanti, T., Kidd, P.S., Prieto-Fernández, á., Chaney, R.L., 2013. Evaluation of plant growth regulators to increase nickel phytoextraction by *Alyssum* species. *Int. J. Phytoremediation* 15, 365–375. doi:10.1080/15226514.2012.702806
- Chalot, M., Blaudez, D., Rogaume, Y., Provent, A.-S., Pascual, C., 2012. Fate of Trace Elements during the Combustion of Phytoremediation Wood. *Environ. Sci. Technol.* 46, 13361–13369. doi:10.1021/es3017478
- Chaney, R.L., 1983. Plant uptake of inorganic waste constituents, in (Parr, J.F. et al., eds), pp. 50–76, Noyes Data Corp, in: *Land Treatment of Hazardous Wastes*. Noyes Data Corp, pp. 50–76.
- Chaney, R.L., Scott Angle, J., Leigh Broadhurst, C., Peters, C.A., Tapper, R.V., Sparks, D.L., 2007. Improved Understanding of Hyperaccumulation Yields Commercial Phytoextraction and Phytomining Technologies. *J. Environ. Qual.* 36, 1429. doi:10.2134/jeq2006.0514
- Drexhage, J., Murphy, D., 2010. Sustainable Development: From Brundtland to Rio 2012. International Institute for Sustainable Development.
- EC - JRC - IES, 2011. International reference life cycle data system (ILCD) handbook: Analysing of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment. Publications Office, Luxembourg.
- Faist Emmenegger, M., Reinhard, J., Zah, R., Ziep, T., Weichbrodt, R., Wohlgemuth, V., Roches, A., Freiermuth Knuchel, R., Gaillard, G., 2009. Sustainability Quick Check for Biofuels - intermediate background report 129.
- International Council on Mining and Metals (ICMM) (Ed.), 2012. Trends in the Mining and Metals Industry.
- International Organization for Standardization (Ed.), 2006. ISO 14040:2006 - Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and Framework. International Organization for Standardization.

- Itten, R., Frischknecht, R., Stucki, M., 2012. Life cycle inventories of electricity mixes and grid. treeze Ltd., Uster, Switzerland.
- Li, Y.-M., Chaney, R., Brewer, E., Roseberg, R., Angle, J.S., Baker, A., Reeves, R., Nelkin, J., 2003. Development of a technology for commercial phytoextraction of nickel: economic and technical considerations. *Plant Soil* 249, 107–115.
- Mercier, G., Barbaroux, R., Plasari, E., Blais, J.F., Simonnot, M.-O., Morel, J.L., 2012. Procédé de production d'un sel de sulfate double de nickel et d'ammonium à partir de plantes hyperaccumulatrices. 2.731.457.
- Morel, J.L., Mollier, P., 2013. Using plants to “micro-mine” metals [WWW Document]. URL <http://www.nancy.inra.fr/en/All-the-news/Using-plants-to-micro-mine-metals> (accessed 11.9.15).
- Mudd, G.M., Jowitt, S.M., 2014. A Detailed Assessment of Global Nickel Resource Trends and Endowments. *Econ. Geol.* 109, 1813–1841. doi:10.2113/econgeo.109.7.1813
- Nemecek, T., Bengoa, X., Lansche, J., Mouron, V., Rossi, V., Humbert, S., 2014. Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. Version 2.0, World Food LCA Database (WFLDB). Quantis and Agroscope, Lausanne and Zurich, Switzerland.
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., Montanarella, L., 2015a. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* 48, 38–50. doi:10.1016/j.landusepol.2015.05.021
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., van der Zanden, E.H., Poesen, J., Alewell, C., 2015b. Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale. *Environ. Sci. Policy* 51, 23–34. doi:10.1016/j.envsci.2015.03.012
- Prasad, M.N.V., 2005. Nickelophilous plants and their significance in phytotechnologies. *Braz. J. Plant Physiol.* 17, 113–128. doi:10.1590/S1677-04202005000100010
- Renard, K., Foster, G., Weesies, G.A., McCool, D.K., Yoder, D.C., 1997. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), Agriculture Handbook. U.S. Department of Agriculture.
- Richner, W., Oberholzer, H.R., Knuchel Freiermuth, R., Huguenin, O., Ott, S., Nemecek, T., Walter, U., 2014. Modell zur Beurteilung der Nitratauswaschung in Ökobilanzen – SALCA-NO3. *Agroscope Sci.* 28.
- Shallari, S., Schwartz, C., Hasko, A., Morel, J.L., 1998. Heavy metals in soils and plants of serpentine and industrial sites of Albania. *Sci. Total Environ.* 209, 133–142. doi:10.1016/S0048-9697(98)80104-6
- SimaPro - World's Leading LCA Software Package | PRé Sustainability [WWW Document], 2015. . Pré Consult. URL <https://www.pre-sustainability.com/simapro> (accessed 11.13.15).
- van der Ent, A., Baker, A.J.-M., Reeves, R.D., Chaney, R.L., Anderson, C.W.-N., Meech, J.A., Erskine, P.D., Simonnot, M.-O., Vaughan, J., Morel, J.-L., Echevarria, G., Fogliani, B., Rongliang, Q., Mulligan, D.R., 2015. Agromining: Farming for Metals in the Future? *Environ. Sci. Technol.* 49, 4773–4780. doi:10.1021/es506031u
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning, Agriculture Handbook. U.S. Department of Agriculture.
- Zhang, X., 2014. Hydrometallurgical process for the valorization of nickel contained in hyperaccumulating plants. Université de Lorraine, Nancy.
- Zhang, X., Houzelot, V., Bani, A., Morel, J.-L., Echevarria, G., Simonnot, M.-O., 2014. Selection and Combustion of Ni-Hyperaccumulators for the Phytomining Process. *Int. J. Phytoremediation* 16, 1058–1072. doi:10.1080/15226514.2013.810585

Annexe 2 : Principe de l'analyse émergétique

Définition et principe de base

L'émergie (contraction de l'anglais « embodied energy ») est une grandeur liée à la thermodynamique et à la théorie des réseaux, initiée par l'écologiste Howard T. Odum. Elle est définie comme l'énergie disponible d'un type donné ayant servi, directement et indirectement, à générer un produit/service (Odum, 1996). Deux règles fondamentales régissent l'émergie (Gasparatos et al., 2008) :

1. Chaîne d'énergie : Tout phénomène observable – en particulier, les interactions nécessaires pour générer le produit/service étudié – est régi par un échange ou une transformation d'énergie ;
2. Convertibilité : Toutes les formes d'énergies peuvent être ramenées à une seule forme⁶²

L'analyse environnementale est le principal débouché de l'analyse émergétique. Dans ce contexte, calculer l'émergie d'un produit revient à évaluer l'effort total fourni par l'environnement pour le former. Or, dans l'environnement, l'énergie solaire est la source d'énergie qui anime l'essentiel des processus biogéochimiques.

L'analyse émergétique d'un produit, dont on étudie la dépendance à ces processus, est donc couramment exprimée en émergie solaire. Dans la littérature, le terme « solaire » est implicite et ne se retrouve plus que dans les unités de l'émergie, exprimée en Joules d'émergie solaire (solar emergy joules, sej). Il convient de noter plusieurs enjeux liés à la définition même de l'émergie. Ils peuvent susciter des incompréhensions / débats dans la littérature scientifique.

Fonction de mémoire

Contrairement à l'énergie interne, l'entropie ou la température, l'émergie n'est pas une fonction d'état, mais une fonction de mémoire : elle ne dépend pas de l'état / des propriétés intrinsèques du système, mais de son histoire, étudiée dans un contexte et sur une échelle de temps donnés. Deux produits rigoureusement identiques, mais issus de chaînes de production différentes, n'auront donc pas la même émergie.

La Figure 1 illustre le cas d'un produit p, dont la formation résulte de l'action conjuguée entre :

- les différentes énergies étudiées, utilisées par le processus⁶³ ;
- l'environnement du processus P, le *contexte* dans lequel s'inscrit ce processus.

Comme un historien, l'analyste émergétique part d'un environnement à un instant $t-T_0$, étudie les phénomènes à l'origine du produit étudié à l'instant t . Il inventorie enfin les flux d'énergie nécessaires à ces phénomènes. Il n'y a cependant aucune limite théorique à la valeur de T_0 , qui représente la période d'étude.

⁶² En toute logique, il conviendrait donc de ramener ces énergies à la forme qui les a produites.

⁶³ Par soucis de lisibilité, les dissipations d'énergie dans l'environnement ne sont pas représentées.

En effet, contrairement à une analyse de cycle de vie (ACV), où le départ du cycle est l'extraction des « matières premières » nécessaires, l'émergie peut étudier les processus et ressources nécessaires à la constitution de ces matières, avant qu'elles n'entrent dans les circuits économiques.

Prenons l'exemple de la production de 1 stère de bois. Elle nécessite de l'énergie solaire, un renouvellement de l'air autour de la plantation (énergie éolienne), un apport régulier d'eau, un sol présentant des qualités agronomiques, biologiques et structurelles particulières.

On peut se concentrer sur les apports directs d'énergie nécessaires à la croissance de l'arbre, ou étudier ceux qui ont construit le sol à partir de la roche mère, permis aux micro-organismes / symbioses de se développer, ou à la graine initiale d'avoir le patrimoine génétique adapté à son environnement, etc.

De ce constat, une conclusion émerge : la valeur de l'émergie trouvée n'a pas de sens sans une description des échelles de temps en jeu et de l'environnement de départ. Ces deux paramètres contribuent à définir le périmètre de l'analyse, et doivent être choisis soigneusement en fonction de son objectif.

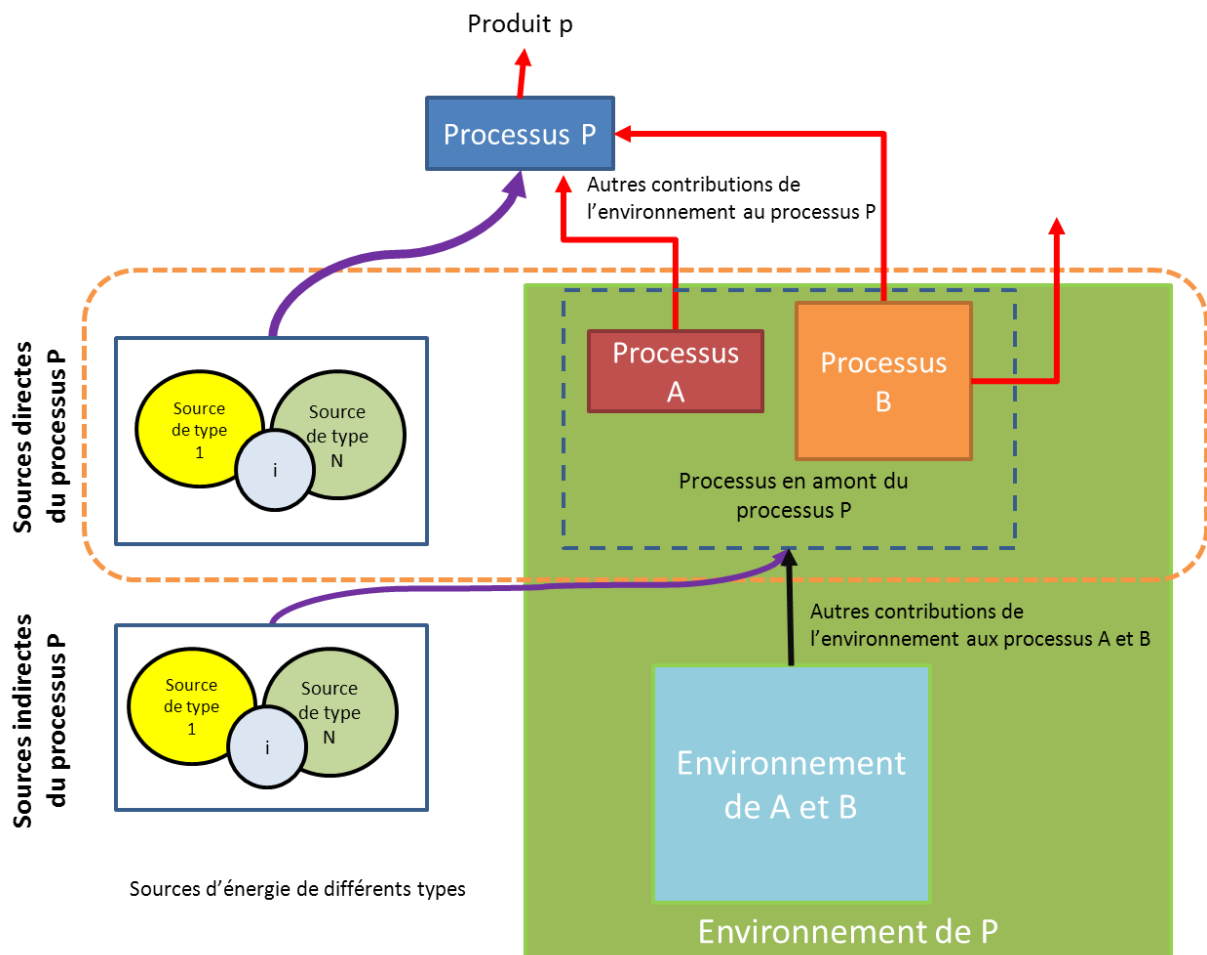


Figure 1: Formation d'un produit p , résultante de l'action d'énergies de différents types et de l'environnement

Difficultés méthodologiques

L'analyse émergétique présente plusieurs difficultés méthodologiques qui limitent son application :

- du fait de la forte dépendance de ses indicateurs au périmètre d'étude choisi pour leur calcul, il importe d'être très vigilant à leur mode de calcul avant d'intégrer les indicateurs issus d'autres études ;
- contrairement à l'ACV où la frontière est clairement définie (extraction de ressources par l'Homme), la quantité de ressources utilisées par l'environnement pour produire un bien n'est pas mesurable. Tout au plus peut-elle être estimée de façon grossière, de la même manière que peut l'être le temps de régénération d'un écosystème (cf. Chapitre I.D.1.b) ;
- les règles de calcul particulières de l'émergie d'un produit, conçues pour avoir une vision la plus intégrative possible de l'environnement, résultent en des indicateurs difficilement additionnables (risque de double-comptage).

Pour ces raisons, l'émergie n'a pas été retenue comme indicateur complémentaire dans cette thèse. Elle pourrait néanmoins offrir des perspectives intéressantes, sur un périmètre spatio-temporel restreint, en estimant, à partir d'un écosystème donné, ses besoins en ressources pour évoluer dans une direction particulière (*e.g.* développement et maintien de abondance d'une espèce animale ou végétale).

Au-delà de ce cadre, l'émergie se heurte à de trop fortes incertitudes et à son caractère non mesurable expérimentalement.

Références

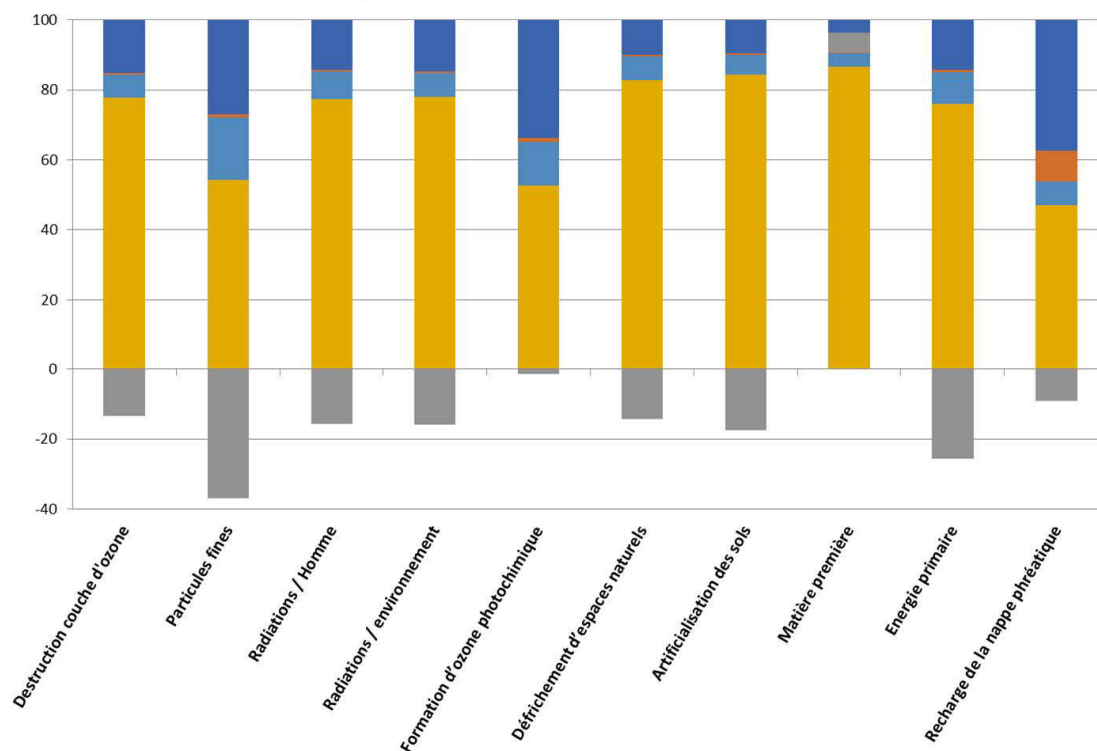
Odum, Howard T. 1996, *Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making*, Wiley.

Gasparatos, Alexandros, Mohamed El-Haram, et Malcolm Horner, 2008. « A critical review of reductionist approaches for assessing the progress towards sustainability ». *Environmental Impact Assessment Review*, 28, 4–5, 286-311

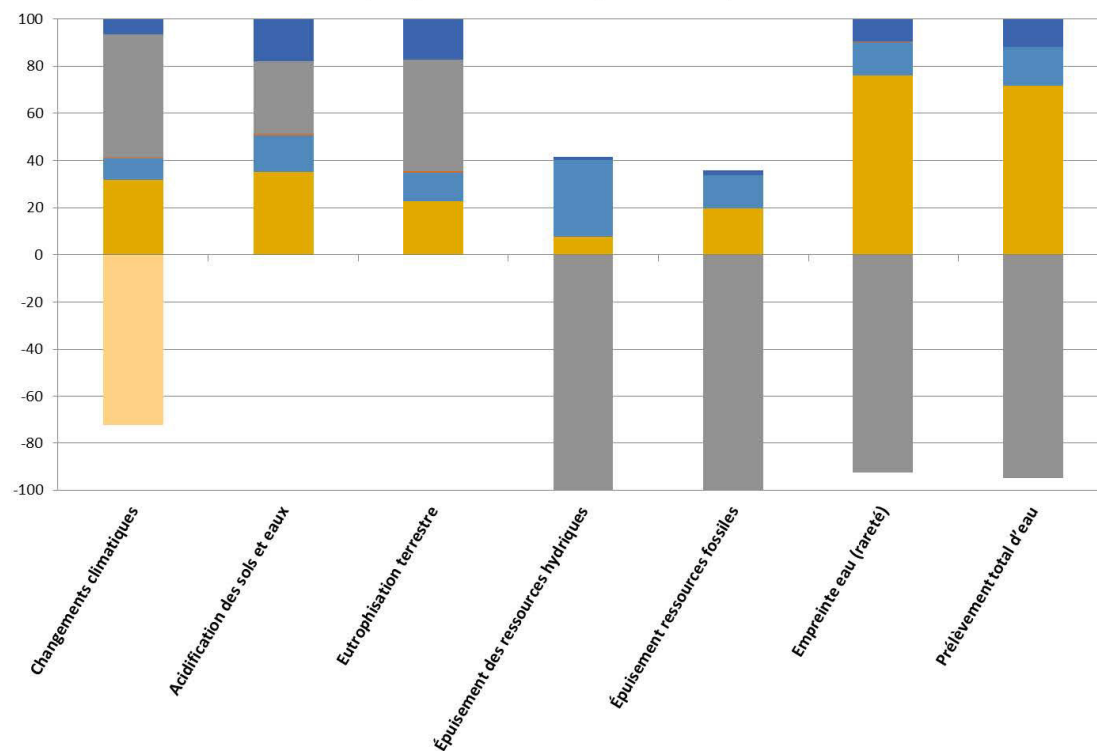
Annexe 3: Analyse des contributions des étapes du cycle de vie d'une culture de TTCR



a) Impacts dominés par le transport



b) Impacts dominés par le compost



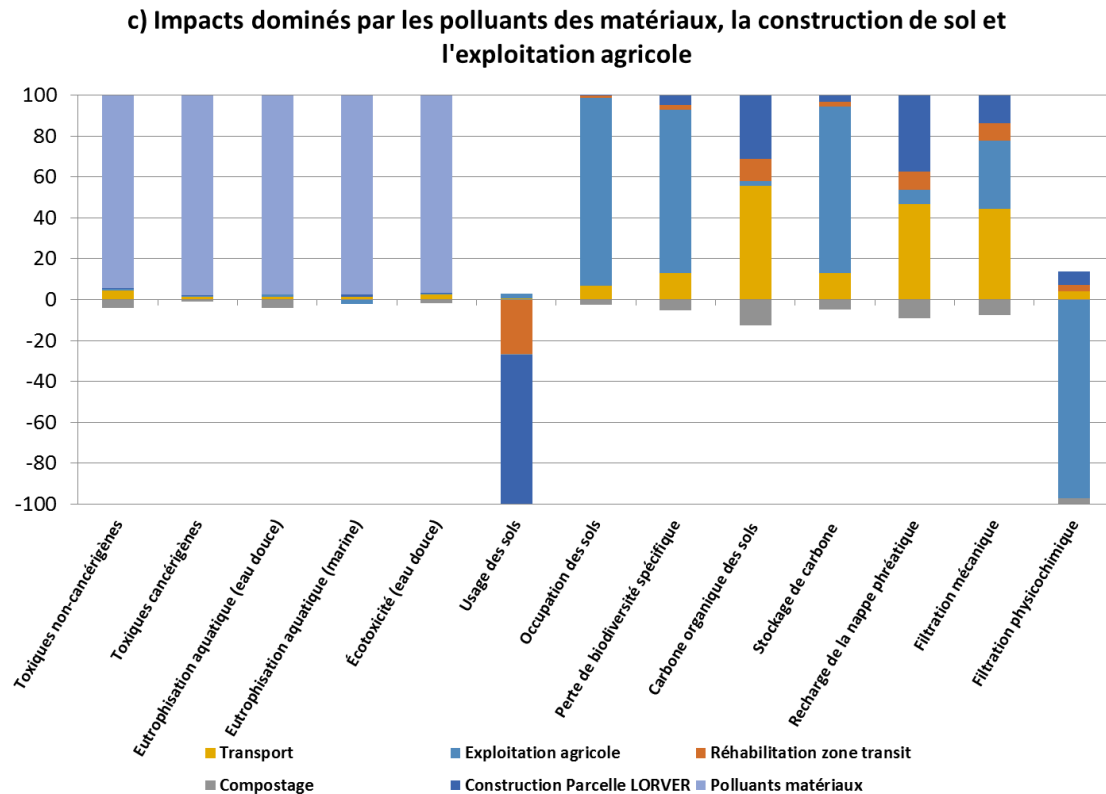


Figure 1 : Contributions de chaque étape du cycle de vie d'une culture TCR LORVER à ses impacts totaux, réparties en trois catégories selon les étapes dominantes

La comparaison entre les impacts de la culture Chanvre et celle de ligneux en TCR montrent que ces cultures présentent des profils très similaires (cf. Chapitre IV.A), même s'ils peuvent fortement différer en valeur absolue. Cela s'explique par la prédominance très forte de certaines étapes sur l'ensemble du cycle de vie (e.g. Transport des matériaux ou Compostage pour LORVER), réalisées selon des modalités similaires, si ce n'est en intensité.

Si les matériaux utilisés pour construire le sol avaient, en fonction du type de sol, des gestions alternatives différentes, ces similitudes ne seraient plus valides.

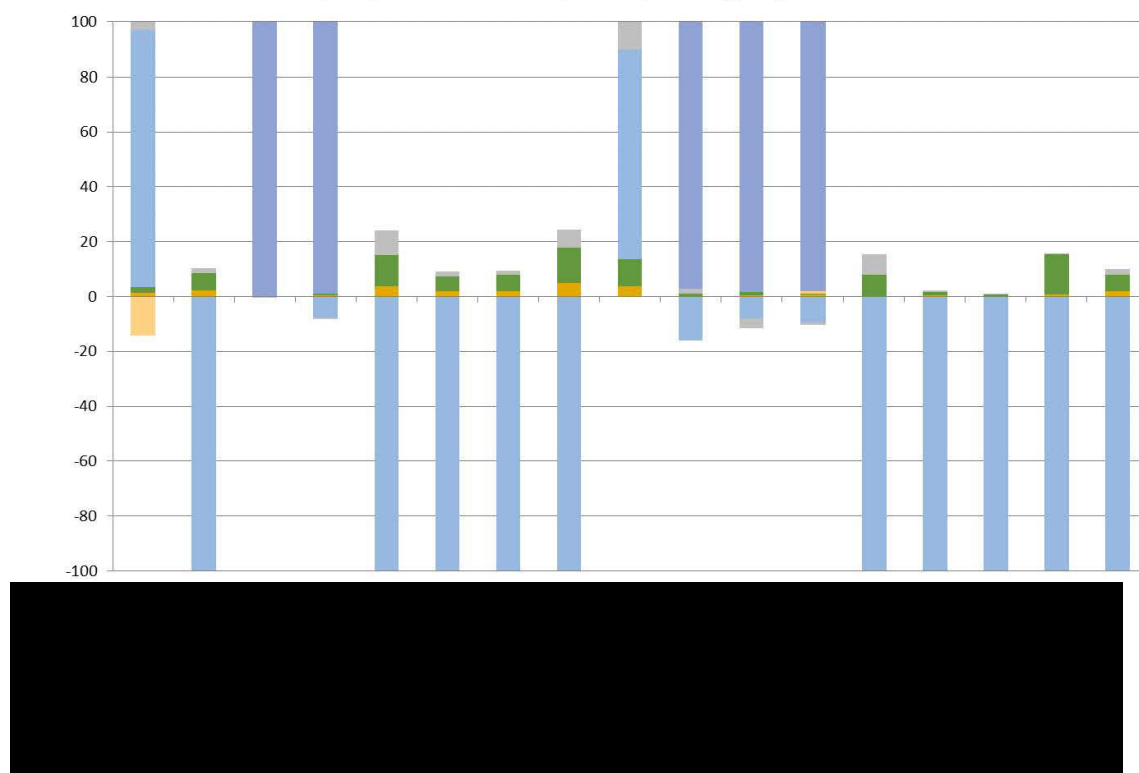
En pratique, cela correspondrait par exemple à :

- des boues papetières acquises auprès de producteurs différents. La parcelle TCR nécessitant de plus grandes quantités, elle aurait besoin de boues venant de plus loin, et qui sans construction de sol auraient des débouchés autres que l'épandage ;
- des matériaux qui, au-delà d'une certaine distance ou en fonction des possibilités, ne seraient plus transportés par camion mais avec des modes alternatifs (train, bateau).

De même, inclure la valorisation de la biomasse après sa récolte changerait certainement les impacts, si cette valorisation présente des impacts significatifs.

Transport ISDI Epannage Exploitation agricole Stockage C et lessivage polluants Polluants matériaux

a) Impacts dominés par l'épandage agricole



b) Impacts dominés par l'agriculture et l'envoi en ISDI

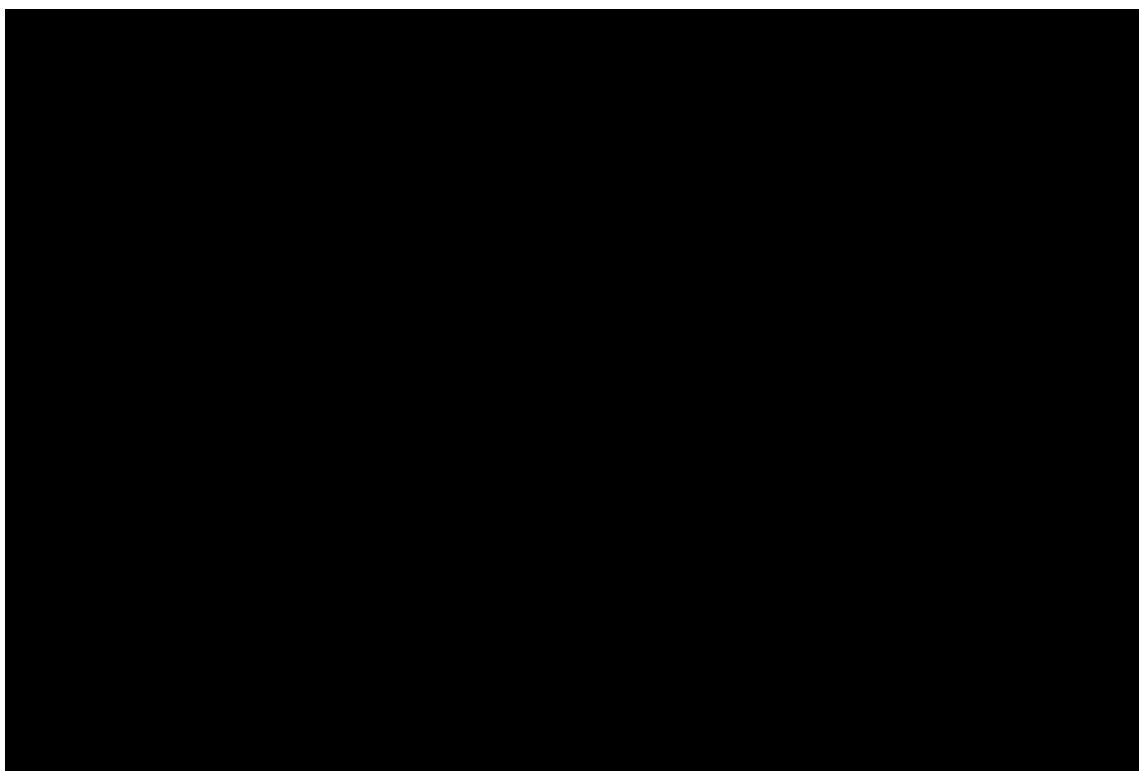


Figure 2 : Contributions de chaque étape du cycle de vie d'une culture TCCR REF à ses impacts totaux, réparties en trois catégories selon les étapes dominantes

Annexe 4 : Prise en compte plus fine des polluants des matériaux et de la friche

Introduction

Une problématique souvent rencontrée dans le cadre de cette thèse est le poids important attribué aux métaux lourds, en termes d'évaluation environnementale, avec le modèle USEtox (Rosenbaum et al., 2011). Pour y remédier, l'approche suggérée consistait, dans le cas du sol construit, à ne comptabiliser que l'écart entre les quantités de métaux apportées par les matériaux délaissés et celles présentes dans un sol naturel moyen en Lorraine (Chapitre III.C.6).

Cette approche présente une limite importante : elle ne corrige que les impacts associés au sol construit, mais pas ceux associés aux valorisations alternatives des matériaux délaissés. Cela est particulièrement problématique dans le cas des boues papetières et du compost épandus, dont les impacts sont dès lors fortement surestimés.

En conséquence, les impacts de la mobilité d'autres polluants, comme ceux présents dans le sol de la friche, sont complètement masqués. Pour pouvoir les mettre en évidence, il importe donc de développer une méthode commune aux deux scénarii (LORVER et REF) pour évaluer les impacts moindres des polluants contenus dans les matériaux.

Méthodologie

Approche choisie

Idéalement, il faudrait (1) calculer des facteurs de caractérisation spécifiques aux flux de polluants associés aux matériaux délaissés, et (2) créer de nouveaux compartiments vers lesquels rediriger les flux de polluants (e.g. Sol agricole avec forte CEC ; sol construit), ou de nouvelles substances utilisées uniquement pour les filières étudiées (e.g. Chrome dans sol LORVER).

Pour limiter les altérations au modèle d'inventaire créé dans cette thèse, une approche différente a été proposée. Elle consiste à simuler l'effet de l'apport de matériaux ayant des concentrations en polluants très inférieures à celles proposées dans cette thèse.

Rappel : les concentrations de polluants dans les matériaux étaient supposées inférieures aux seuils maximaux réglementaires ou normatifs autorisant leur épandage. Pour décrire différentes qualités de matériaux, un facteur de dilution avait été introduit. Les études de sensibilité se sont basées sur deux valeurs pour ce facteur : 1 et 2. L'approche présentée dans cette annexe est d'augmenter ces facteurs à 100.

Ainsi, seuls les polluants contenus dans les matériaux secondaires sont concernés par le changement ; les autres flux de polluants restent évalués avec des facteurs de caractérisation génériques. Cette approche fournit des résultats équivalents en termes d'impacts, mais l'inventaire est modifié. Elle ne sert donc qu'à d'intermédiaire avant une restructuration du modèle pour fournir des résultats plus pertinents.

Comparaison entre scénarii

Pour évaluer l'influence qu'aurait la stabilisation des polluants contenus dans les matériaux, le scénario de base étudié dans le Chapitre IV est repris. Il consiste en la construction d'un sol pour une culture de chanvre, qui évite l'envoi de matériaux inertes en ISDI et l'épandage agricole de boues papetières. Cet épandage évité augmente la consommation de chaux vive pour amender les sols.

L'étude de sensibilité présentée dans cette annexe consiste, pour le scénario LORVER :

- à faire varier l'impact potentiel des polluants contenus dans les matériaux entre 100% et 1% de l'impact générique préconisé par le modèle USEtox (Rosenbaum et al., 2011) ;
- à faire varier la capacité de stabilisation des polluants de la friche entre 0 et 100% du flux potentiel de polluants estimé sur la base des travaux de Hanser (2015).

Les résultats sont comparés entre eux pour les 3 impacts d'intérêt, i.e. la toxicité humaine, le risque de cancer et l'écotoxicité (Figure 1). Ensuite, l'origine exacte de ces impacts est détaillée pour l'écotoxicité selon les étapes du cycle de vie responsables (Tableau 1). Cette catégorie est étudiée plus en détail car elle offre les résultats les plus contrastés. Les processus et substances les plus significatives sont également mises en évidence pour deux scénarii (REF et LORVER Tous) pour mieux comprendre l'origine des impacts (Tableau 2).

Résultats

La Figure 1 et le Tableau 1 montrent que :

- lorsque les polluants contenus dans les matériaux sont stabilisés (scénarii LORVER Matériau et LORVER Tous), les impacts potentiels des filières étudiées diminuent drastiquement (de 75 à 99% par rapport à LORVER Rien et LORVER Friche) ;
- les polluants présents sur la friche, avec les flux annuels estimés dans cette thèse, présentent des impacts négligeables pour la santé humaine par rapport à l'ensemble du cycle de vie (aucune variation notable des impacts selon qu'ils soient stabilisés ou non), ou relativement faibles pour l'environnement (réduction de 4,8 points pour leur stabilisation contre 76 points pour la stabilisation des polluants issus des matériaux).

Si les polluants contenus dans les matériaux sont fortement stabilisés, les polluants de la friche deviennent significatifs à l'échelle du cycle de vie. Leur écotoxicité n'est cependant équivalente qu'à 120% des impacts du cycle de vie complet d'une exploitation agricole (cf. Tableau 1, où les polluants de la friche représentent $2,6 \cdot 10^5$ CTUe contre $2,2 \cdot 10^5$ CTUe pour une exploitation agricole sur la même période et sur une surface équivalente).

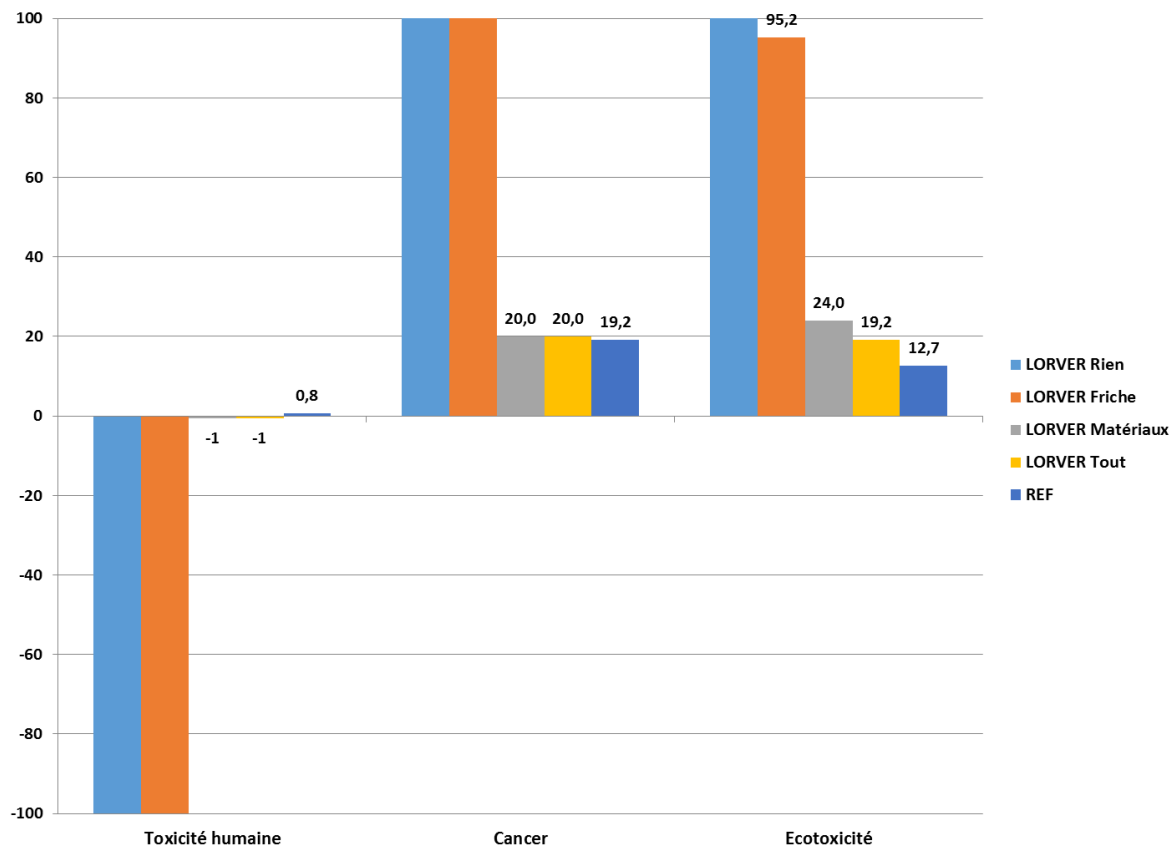


Figure 1 : Comparaison des impacts selon les scénarii. LORVER fait référence au sol construit et est décliné en trois scénarii, selon qu'aucun polluant ne soit stabilisé (Rien), que seuls ceux présents dans les matériaux soient stabilisés (Matériaux) ou que ceux de la friche le soient aussi (Tous). REF fait référence à l'absence de sol construit

Remarque importante pour les polluants de la friche

Les flux de polluants ont été estimés à partir de concentrations expérimentales moyennes obtenues en lysimètres de 2 m de profondeur, avec la terre contaminée présente sur le site d'Homécourt (Hanser, 2015). Ainsi, sur 20 ans le flux total estimé de polluants mobilisés dans les eaux et susceptible d'interagir avec les écosystèmes est de l'ordre de « seulement » 1,8 kg (Tableau 2).

Or le sol de la friche est probablement contaminé sur des profondeurs plus importantes (Michel, 2009) ; les flux de polluants remobilisés par les précipitations sont donc probablement nettement supérieurs aux estimations proposées. Les données prises en compte dans cette thèse correspondent donc à un scénario de pollution modérée, d'autant plus que seuls certains hydrocarbures – et pas les plus mobiles (les HAP étant très peu solubles dans l'eau) – étaient pris en compte.

Une meilleure prise en compte des hydrocarbures partiellement oxydés (beaucoup plus mobiles dans l'eau et toxiques), des métaux lourds, ainsi que de leur mobilité, aboutirait à des résultats sensiblement différents, nettement plus favorables à LORVER : la capacité du sol construit à réduire la mobilité des polluants par lessivage est d'autant plus valorisée que ceux-ci sont toxiques.

De tels scénarii mériteraient d'être investigués à l'avenir, à partir de données expérimentales et de modèles plus fins, et propres à chaque site

Tableau 1 : Contribution des principales étapes du cycle de vie des scénarii à l'écotoxicité potentielle totale

	REF	LORVER Tous		
	CTUe	%	CTUe	%
Total	696 023	100%	1 049 874	100%
Friche	480 256	69%	241 471	23%
Polluants	264 489	38%	0	0%
Engrais	90 483	13%	62 992	6%
Emissions agricoles (intrants, érosion)	76 563	11%	52 494	5%
Itinéraire technique	48 722	7%	125 985	12%
Parcelle agricole saine	215 767	31%	0	0
Engrais	90 483	13%	0	0
Emissions agricoles (intrants, érosion)	76 563	11%	0	0
Itinéraire technique	48 722	7%	0	0
Sol construit	0	0	808 403	77%
Epandage évité des boues papetières	0	0	934 388	89%
Augmentation des besoins en chaux vive	0	0	1 186 358	113%
Emissions de polluants évitées	0	0	-115 486	-11%
Transport et opérations	0	0	-125 985	-12%
Economies d'engrais (compost)	0	0	-703 416	-67%
Transport matériaux	0	0	598 428	57%
Enfouissement en ISDI évité	0	0	-178 479	-17%
Emissions de polluants (sol construit)	0	0	157 481	15%
Polluants boues papetières	0	0	115 486	11%
Polluants autres matériaux	0	0	41 995	4%

Analyse comparative des contributions à l'écotoxicité potentielle totale

Même si le sol construit permettait de stabiliser complètement les polluants de la friche et des matériaux apportés et réduisait les surfaces agricoles, l'écotoxicité potentielle de LORVER semble supérieure à celle d'une exploitation sur friche sans sol construit (Figure 1).

Les impacts de LORVER sont en effet dominés par ceux du sol construit du fait de l'augmentation des besoins en chaux vive pour compenser la consommation de boues papetières, ainsi que les impacts liés aux transports des matériaux vers la friche réhabilitée.

Ces besoins supplémentaires se traduisent en effet par une consommation d'énergie fossile (lignite, charbon), de métaux (cuivre, acier) et une usure de pièces mécanique (équipements de transport, de chantier) plus importantes, responsables d'émissions de métaux plus importantes (Tableau 3).

Ce transfert d'impacts doit néanmoins être relativisé : les incertitudes sur les facteurs de caractérisation des impacts toxiques sont encore fortes (Rosenbaum et al., 2011). On peut donc considérer comme équivalents les impacts de deux systèmes, s'il n'y a pas au moins un ordre de grandeur entre les deux.

Tableau 2 : Relargage cumulé de polluants d'un hectare de friche pendant 20 ans, estimé à partir des données de Hanser (2015)

Substance	Relargage cumulé de polluants sur 20 ans (g)
Acénaphène	0,2 ± 0
Acénaphthylène	146,1 ± 9
Acridine	60,1 ± 3,7
Anthracène	923,3 ± 56,8
Anthraquinone	559,3 ± 33,8
Benzo(a)anthracène	9,9 ± 0,6
Benzo(b)fluoranthène	16,6 ± 1
Benzo(g,h,i)pérylène	0,2 ± 0
Benzo(k)fluoranthène	14,7 ± 0,9
Carbazole	17,3 ± 1,1
Chrysène	6,8 ± 0,4
Dibenz(a,h)anthracène	0,2 ± 0
Dibenzofurane	1,4 ± 0,1
Fluoranthène	11,7 ± 0,7
Fluorène	1,7 ± 0,1
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	15,2 ± 0,9
Naphthalène	10,3 ± 0,6
Phénanthrène	1,6 ± 0,1
Pyrène	9,9 ± 0,6
Quinoline	0,8 ± 0
TOTAL	1807,1 ± 66,9

Conclusion

Les impacts potentiels du sol construit, en termes de toxicité humaine et environnementale, sont essentiellement contrôlés par trois facteurs : sa capacité à stabiliser les polluants (ETM) contenus dans les matériaux qu'il apporte ; le risque d'augmentation des besoins en amendements de production polluante pour compenser la consommation de boues papetières ; et sa capacité à stabiliser les polluants de la friche.

Cette dernière semble avoir, avec les données utilisées dans cette thèse, une relativement faible importance, traduisant une pollution modérée. En pratique, elle est très certainement sous-estimée. Il serait pertinent de déterminer les degrés de pollution à partir desquels la construction de sol serait indubitablement la meilleure option.

Tableau 3 : Contribution des différents processus et substances à l'écotoxicité potentielle des cycles de vie de la friche selon différents scénarii. Les valeurs sont colorées selon les scénarii pour lesquels elles sont identiques (orange et vert : caractérisent les polluants du sol construit stabilisés ou non ; rouge : polluants de la friche ; bleu : polluants propres au cycle de vie amont du sol construit). Les processus en anglais font référence aux intitulés des fiches Ecolnvent

	LORVER Rien	LORVER Friche	LORVER Matériaux	LORVER Tout	REF
Processus	Ecotoxicité potentielle (CTUe)				
Boues papetières -sol construit	1,17×10 ⁷	1,17×10 ⁷	1,17×10 ⁵	1,17×10 ⁵	0
Boues papetières épandues	-1,17×10 ⁷	-1,17×10 ⁷	-1,17×10 ⁵	-1,17×10 ⁵	0
Compost - sol construit	2,42×10 ⁶	2,42×10 ⁶	2,42×10 ⁴	2,42×10 ⁴	0
Matériaux inertes - sol construit	1,79×10 ⁶	1,79×10 ⁶	1,79×10 ⁴	1,79×10 ⁴	0
Polluants de la friche	2,65×10 ⁵	0	2,65×10 ⁵	0	2,65×10 ⁵
"Quicklime, in pieces, loose {RoW} production"	2,18×10 ⁵	2,18×10 ⁵	2,18×10 ⁵	2,18×10 ⁵	2,48×10 ¹
"Scrap copper {RoW} treatment of, municipal incineration "	1,46×10 ⁵	1,46×10 ⁵	1,46×10 ⁵	1,46×10 ⁵	1,05×10 ⁴
"Spoil from lignite mining {GLO} treatment of, in surface landfill "	1,29×10 ⁵	1,29×10 ⁵	1,29×10 ⁵	1,29×10 ⁵	1,28×10 ⁴
"Scrap steel {RoW} treatment of scrap steel, municipal incineration "	1,27×10 ⁵	1,27×10 ⁵	1,27×10 ⁵	1,27×10 ⁵	5,33×10 ⁴
"Brake wear emissions, lorry {RoW} treatment of "	1,16×10 ⁵	1,16×10 ⁵	1,16×10 ⁵	1,16×10 ⁵	9,57×10 ²
"Zinc in car shredder residue {RoW} treatment of, municipal incineration "	7,03×10 ⁴	7,03×10 ⁴	7,03×10 ⁴	7,03×10 ⁴	7,60×10 ²
"Spoil from hard coal mining {GLO} treatment of, in surface landfill "	6,97×10 ⁴	6,97×10 ⁴	6,97×10 ⁴	6,97×10 ⁴	1,09×10 ⁴
Emissions agricoles LORVER	5,75×10 ⁴	5,75×10 ⁴	5,75×10 ⁴	5,75×10 ⁴	0
"Brake wear emissions, lorry {RER} treatment of "	4,73×10 ⁴	4,73×10 ⁴	4,73×10 ⁴	4,73×10 ⁴	3,89×10 ²
"Tyre wear emissions, lorry {RoW} treatment of "	3,73×10 ⁴	3,73×10 ⁴	3,73×10 ⁴	3,73×10 ⁴	3,07×10 ²
"Sulfidic tailing, off-site {GLO} treatment of "	-1,88×10 ⁵	-1,88×10 ⁵	-1,88×10 ⁵	-1,88×10 ⁵	1,13×10 ⁵
Processus restants	1,78×10 ⁵	1,78×10 ⁵	1,78×10 ⁵	1,78×10 ⁵	2,28×10 ⁵
Total Processus	5,48×10 ⁶	5,22×10 ⁶	1,32×10 ⁶	1,05×10 ⁶	6,96×10 ⁵

Substances					
Zinc, Sol	$1,24 \times 10^6$	$1,24 \times 10^6$	$4,01 \times 10^4$	$4,01 \times 10^4$	$2,92 \times 10^4$
Zinc, Eau	$9,11 \times 10^5$	$9,11 \times 10^5$	$1,55 \times 10^5$	$1,55 \times 10^5$	$1,61 \times 10^5$
Cuivre, Eau	$8,58 \times 10^5$	$8,58 \times 10^5$	$3,17 \times 10^5$	$3,17 \times 10^5$	$1,18 \times 10^5$
Cuivre, Sol	$8,36 \times 10^5$	$8,36 \times 10^5$	$3,52 \times 10^3$	$3,52 \times 10^3$	$-9,48 \times 10^3$
Chrome, Sol	$3,02 \times 10^5$	$3,02 \times 10^5$	$-1,46 \times 10^3$	$-1,46 \times 10^3$	$-1,51 \times 10^4$
Anthracène, Eau	$2,42 \times 10^5$	0	$2,42 \times 10^5$	0	$2,42 \times 10^5$
Vanadium, Air	$1,96 \times 10^5$	$1,96 \times 10^5$	$1,96 \times 10^5$	$1,96 \times 10^5$	$9,06 \times 10^3$
Baryum, Eau	$1,63 \times 10^5$	$1,63 \times 10^5$	$1,33 \times 10^4$	$1,33 \times 10^4$	$1,05 \times 10^3$
Chrome, Eau	$1,47 \times 10^5$	$1,47 \times 10^5$	$1,73 \times 10^4$	$1,73 \times 10^4$	$7,00 \times 10^4$
Antimoine, Air	$1,38 \times 10^5$	$1,38 \times 10^5$	$1,38 \times 10^5$	$1,38 \times 10^5$	$1,23 \times 10^3$
Arsenic, Eau	$1,00 \times 10^5$	$1,00 \times 10^5$	$1,02 \times 10^3$	$1,02 \times 10^3$	$3,59 \times 10^3$
Nickel, Eau	$7,16 \times 10^4$	$7,16 \times 10^4$	$4,24 \times 10^4$	$4,24 \times 10^4$	$1,95 \times 10^4$
Chrome VI, Eau	$5,49 \times 10^4$	$5,49 \times 10^4$	$5,49 \times 10^4$	$5,49 \times 10^4$	$1,23 \times 10^4$
Antimoine, Eau	$5,03 \times 10^4$	$5,03 \times 10^4$	$-5,59 \times 10^3$	$-5,59 \times 10^3$	$7,06 \times 10^3$
Nickel, Sol	$4,40 \times 10^4$	$4,40 \times 10^4$	$2,96 \times 10^2$	$2,96 \times 10^2$	$-9,65 \times 10^2$
Vanadium, Eau	$3,05 \times 10^4$	$3,05 \times 10^4$	$3,05 \times 10^4$	$3,05 \times 10^4$	$6,86 \times 10^3$
Cuivre, Air	$2,28 \times 10^4$	$2,28 \times 10^4$	$2,28 \times 10^4$	$2,28 \times 10^4$	$1,03 \times 10^3$
Nickel, Air	$1,30 \times 10^4$	$1,30 \times 10^4$	$1,30 \times 10^4$	$1,30 \times 10^4$	$4,31 \times 10^2$
Zinc, Air	$1,03 \times 10^4$	$1,03 \times 10^4$	$1,03 \times 10^4$	$1,03 \times 10^4$	$1,19 \times 10^3$
Pyrène, Eau	$8,75 \times 10^3$	0	$8,75 \times 10^3$	0	$8,75 \times 10^3$
Benzo(a)anthracène, Eau	$7,84 \times 10^3$	0	$7,84 \times 10^3$	0	$7,84 \times 10^3$
<i>Substances restantes</i>	$2,93 \times 10^4$	$2,27 \times 10^4$	$7,96 \times 10^3$	$1,43 \times 10^3$	$2,10 \times 10^4$
Total Substance	$5,48 \times 10^6$	$5,22 \times 10^6$	$1,32 \times 10^6$	$1,05 \times 10^6$	$6,96 \times 10^5$

Résumé

Analyse de cycle de vie intégrative de filières de production de biomasse à usage industriel par la valorisation de délaissés

La gestion des sites et matériaux délaissés (friches industrielles, sous-produits, déchets inertes) présente de forts impacts sur l'environnement. Leur utilisation en construction de sol, pour cultiver de la biomasse non alimentaire (e.g. pour produire des fibres ou de l'énergie), pourrait en réduire le volume, et accroître le recours à des ressources renouvelables sans concurrence directe ou indirecte avec l'agriculture alimentaire ou la protection de la biodiversité. L'objectif de cette thèse est d'évaluer la durabilité de telles filières grâce à l'Analyse de Cycle de Vie (ACV), considérée comme une des méthodes les plus pertinentes. Cette thèse propose des indicateurs complémentaires de ceux couramment utilisés, afin de renforcer l'exhaustivité de l'ACV et de mieux prendre en compte les spécificités des sites délaissés. Elle préconise de prioriser les impacts à l'aune des frontières planétaires (i.e. le niveau d'impact maximal admissible pour ne pas compromettre les écosystèmes), des impacts moyens sur la zone géographique d'implantation des filières étudiées et de leur création de valeur. L'essentiel de ces propositions est appliqué à un procédé innovant de construction de sol à partir de déchets inertes ou organiques (LORVER). La grande diversité des matériaux et de leurs débouchés alternatifs, les transferts d'impacts les plus certains, ainsi que les paramètres les plus importants, sont évalués et identifiés en combinant des outils d'analyse des incertitudes et d'analyse de données. Il est démontré que les capacités du sol construit à stabiliser durablement les polluants et le carbone sont des composantes essentielles de sa durabilité. Pour les autres impacts (services écosystémiques, qualité de l'air, ressources), la pertinence de LORVER décroît lorsque la distance parcourue par les matériaux pour construire le sol augmente, mais plus encore si ces matériaux peuvent se substituer à des commodités dont la production est polluante, pour d'autres usages que la construction de sol. Ces résultats donnent ainsi les conditions dans lesquelles une filière de type LORVER peut être considérée comme durable.

Mots-clés : Analyse de cycle de vie ; Biomasse non alimentaire ; Friches industrielles ; Déchets ; Durabilité ; Économie circulaire

Abstract

Integrative life cycle assessment of industrial biomass supply chains by valorization of waste lands and materials

Marginal materials and lands (brownfields, byproducts, inert wastes), the management of which causes significant environmental impacts, can be valorized through soil construction in order to grow nonfood biomass (e.g. fiber and energy). This may reduce their volume and increase use of renewable resources without direct or indirect competition with food crops or biodiversity. The objective of this thesis is to assess the sustainability of such supply chains with Life Cycle Assessment (LCA), considered one of the most pertinent existing methods. This thesis introduces indicators complementary to current use, in order to improve LCA's exhaustivity and its taking into account of marginal lands' specificities. It prioritizes impacts with respect to planetary boundaries (i.e. maximum impacts levels acceptable to avoid ecosystem disruption), average impacts in studied geographic context and added value of the supply chains. Most of these suggestions are applied to the study of a soil construction process using inert and organic wastes (LORVER). The high diversity of materials and alternative management strategies and the most certain tradeoffs and critical parameters are assessed combining uncertainty and multidimensional analysis tools. Constructed soil's ability to stabilize carbon and pollutants is demonstrated to be its major condition for sustainability. For other impacts (ecosystem services, air quality, resources), LORVER is even less pertinent when the need for material transportation increases, and more importantly if those materials could have otherwise been used to replace commodities polluting to produce. These results highlight when LORVER can be seen as sustainable.

Key-words: Life cycle assessment; Non-food biomass; Brownfields; Wastes; Sustainability; Circular economy