



Élaboration d'une démarche d'évaluation environnementale d'un territoire basée sur le cadre méthodologique de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) : application au territoire du Bassin de Thau

Eléonore Loiseau

► To cite this version:

Eléonore Loiseau. Élaboration d'une démarche d'évaluation environnementale d'un territoire basée sur le cadre méthodologique de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) : application au territoire du Bassin de Thau. Sciences de l'environnement. Doctorat Génie des Procédés, Montpellier SupAgro, 2014. Français. tel-02599936

HAL Id: tel-02599936

<https://hal.inrae.fr/tel-02599936>

Submitted on 16 May 2020

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.

THÈSE

Pour obtenir le grade de
Docteur

Délivré par le
**Centre international d'études
supérieures en sciences agronomiques
Montpellier**

**Préparée au sein de l'école doctorale Sciences des
Procédés – Sciences des Aliments
Et de l'UMR ITAP**

Spécialité : Génie des Procédés

Présentée par Eléonore LOISEAU

**Elaboration d'une démarche d'évaluation
environnementale d'un territoire basée sur
le cadre méthodologique de l'Analyse du
Cycle de vie (ACV)**

Application au territoire du bassin de Thau

Soutenue le 26 mars 2014 devant le jury composé de

Mme Véronique BELLON-MAUREL, Ingénieur en chef des Ponts, des Eaux et des Forêts, Irstea	Directrice de thèse
Mme Isabelle BLANC, Maître de recherche, Mines ParisTech	Rapporteur et Présidente du jury
M. Guido SONNEMANN, Professeur, Université Bordeaux	Rapporteur
Mme Hélène REY-VALETTE, Maître de conférences - HDR, Université Montpellier 1	Examineur
M. Hervé MOINE, Ingénieur, Port Autonome de Marseille	Examineur
M. Philippe ROUX, Ingénieur de recherche, Irstea	Examineur
Mme Cécile BULLE, coordinatrice scientifique, CIRAI, Ecole Polytechnique de Montréal, Canada	Membre invité

Remerciements

Voici le moment d'écrire les dernières lignes de ce manuscrit de thèse et de clore par la même occasion les trois, voire les quatre années qui se sont écoulées depuis les premières réflexions qui ont conduit à construire ce projet de thèse.

Tout a commencé par un rendez-vous manqué qui m'a amenée à discuter pour la première fois d'ACV (?) avec Véronique Bellon-Maurel. C'est donc tout naturellement que je lui adresse mes premiers remerciements. Je la remercie pour la confiance et le soutien qu'elle m'a apportés tout au long du projet de thèse. En tant que directrice de thèse, j'ai toujours pu compter sur sa bienveillance, ses conseils avisés et ses relectures rigoureuses qui ne laissent aucune place à l'approximation. Je tiens également à remercier Philippe Roux, mon encadrant de thèse, pour son imagination scientifique, ses encouragements, et sa propension à engager à tout moment des discussions passionnées sur des sujets aussi divers et variés, allant de l'énumération des principaux records de vitesse sur deux roues (et grâce à qui je connais maintenant le lac Bonneville) aux débats sur la transition vers des sociétés post-carbone. En support de ce duo complémentaire, j'ai également pu bénéficier des éclairages de Guillaume Junqua et Pierre Maurel qui ont volontiers accepté de participer à mes comités de thèse restreints. Je les remercie pour leur disponibilité et leurs relectures. Enfin, Cécile Bulle par son expertise en ACV et sa curiosité scientifique, et Alain Grasmick, par sa distance critique, ont également permis de faire fructifier les échanges lors des comités de thèse. Je leur en suis reconnaissante.

Le montage de ce projet de Formation Complémentaire Par la Recherche, financé par le Ministère de l'Agriculture, a été facilité par les conseils de Cyril Kao et de la direction scientifique de l'Engref. Je les en remercie.

Je tiens également à remercier les personnes qui ont contribué de près ou de loin aux avancements de cette thèse. En premier lieu, je voudrais exprimer ma gratitude envers Roman Combeau grâce à qui les développements SIG ont été possibles. Je remercie également Nathalie Chèvre pour son implication au début de ces travaux. Je suis également reconnaissante envers Sylvain Labbé et Jean-Pierre Chéry d'avoir participé aux réflexions sur les développements SIG. Je remercie tout particulièrement ce dernier d'avoir pris le temps de relire certains passages de ce manuscrit. Par ailleurs, je remercie tous ceux que j'ai eu la chance de rencontrer lors de séminaires ou d'ateliers, et qui m'ont fait progresser dans mes

réflexions. Je pense en particulier à Olivier Barreteau, Géraldine Abrami, François Valette et l'ensemble des membres du Syndicat Mixte du Bassin de Thau (SMBT). Enfin, je remercie vivement Isabelle Blanc et Guido Sonnemann d'avoir rapporté ce travail de thèse, et d'avoir contribué à son amélioration par leurs rapports. Je remercie également Hélène Rey-Valette et Hervé Moine de s'être joints à eux pour l'évaluation.

Ces années de thèse n'auraient pas été les mêmes sans l'accueil chaleureux dont ont fait preuve l'ensemble des membres de l'UMR Itap. Merci à eux pour leur bonne humeur, leur gentillesse et leur disponibilité. De même, j'adresse un grand merci à l'équipe Elsa. Sous ce prénom si doux se cache une multitude de personnes qui, chacune à leur manière, m'ont apporté leur soutien et de précieux conseils. Merci donc à tous les membres d'Elsa pour avoir su créer une si bonne ambiance de travail et un environnement scientifique si stimulant.

Un grand merci également à mes proches qui m'ont soutenu tout au long de cette thèse. Malgré des débuts difficiles « c'est quoi le titre de ta thèse déjà ? », je les remercie d'avoir fait l'effort d'assister à ma soutenance de thèse pour au final me dire « ah, j'ai presque tout compris, ce n'est pas si difficile ! ». Merci plus particulièrement à mes parents pour avoir toujours su me conforter dans mes projets et pour m'avoir transmis leur goût de la science. Merci à mon père pour avoir su me motiver dans la dernière ligne droite. Merci à ma mère pour avoir traqué la moindre faute d'orthographe. Et une mention spéciale à Sylvain qui a pris le temps de relire ce manuscrit.

Et pour finir, merci JB! Merci pour ta patience, pour ton soutien sans faille, pour ta confiance, pour ton écoute, et pour savoir me rappeler les choses essentielles de la vie. Le plus bel exemple étant notre fils Yann qui, pour mon plus grand bonheur, a quelque peu chamboulé la dernière année de thèse.

Table des matières

Liste des figures	viii
Liste des tableaux	ix
Préambule	x
CHAPITRE 1 : Introduction	1
1.1 Développement durable et politiques d'aménagement du territoire	3
1.2 Positionnement de l'évaluation environnementale dans les plans et programmes d'aménagement des territoires	4
1.3 L'ACV comme outil d'évaluation environnementale de territoires	6
1.4 Précisions sur l'objet « territoire »	8
1.5 Problématique de la thèse et démarche scientifique	10
CHAPITRE 2 : Panorama des méthodes et outils d'évaluation environnementale de territoires mobilisés dans la littérature scientifique	13
2.1 Description des outils et méthodes recensés dans la littérature scientifique pour évaluer les impacts environnementaux d'un territoire	15
2.2 Proposition de critères de comparaison des méthodes et outils	17
2.3 Résultats de la comparaison des outils et méthodes	20
2.3.1 Formalisation	21
2.3.2 Modélisation du système	22
2.3.3 Flux environnementaux inventoriés	22
2.3.4 Propriétés des indicateurs quantifiés	22
2.3.5 Exploitabilité	23
2.4 Conclusion et perspectives	23
CHAPITRE 3 : Adaptations du cadre méthodologique de l'ACV à l'évaluation environnementale de territoires	25
3.1 Identification des principaux obstacles méthodologiques	27
3.2 Propositions méthodologiques	28
3.2.1 Définition de l'unité fonctionnelle	28
3.2.2 Sélection des frontières	31
3.2.3 Collecte de données	32
3.2.3.1 Présentation des secteurs d'activités étudiés	32
3.2.3.2 Méthodologie de collecte des données	33
3.2.4 Intégration du contexte local	34
3.3 Résultats : proposition d'un cadre méthodologique pour des « ACV territoriales »	35

3.4 Conclusion et perspectives	38
 CHAPITRE 4 : L'ACV territoriale comme outil de diagnostic environnemental du territoire du SCoT du Bassin de Thau	 41
4.1 Choix et présentation du cas d'étude	43
4.2 Mise en œuvre du cadre méthodologique de l'ACV territoriale	45
4.2.1 Sélection des frontières et description du système	45
4.2.2 Définition des fonctions du territoire et de leurs indicateurs de performance	47
4.2.3 Collecte des données	48
4.2.4 Evaluation des fonctions du territoire et des impacts générés	50
4.2.4.1 Quantification des indicateurs de performance pour chacune des fonctions du territoire	50
4.2.4.2 Quantification des impacts environnementaux	51
4.3 Résultats et discussions	52
4.3.1 Les fonctions du territoire	52
4.3.2 Les impacts environnementaux du territoire	53
4.3.2.1 Contribution des catégories d'impacts aux dommages sur les aires de protection	54
4.3.2.2 Identification des principales activités impactantes	56
4.3.3 Pertinence des ACV-EIO et compatibilité avec les ACV des processus	57
4.4 Approche exploratoire du couplage entre ACV territoriale et outils SIG	58
4.4.1 Production des données SIG	58
4.4.2 Production de représentations cartographiques	60
4.4.3 Conclusion couplage ACV/SIG	64
4.5 Conclusion et perspectives	65
 CHAPITRE 5 : L'ACV territoriale comme outil d'aide à la décision dans la comparaison de scénarios d'aménagement prospectifs	 69
5.1 Construction de scénarios prospectifs sur le territoire du bassin de Thau	71
5.1.1 Quelques éléments méthodologiques de prospective territoriale	71
5.1.2 Représentation du système et identification des variables clés	73
5.1.3 Evolution possible des variables clés	75
5.1.4 Croisement des variables clés et proposition de scénarios prospectifs	76
5.1.5 Conclusion	77
5.2 Mise en œuvre de l'ACV territoriale sur les 3 scénarios d'aménagement	77
5.2.1 Collecte de données	77
5.2.2 Choix et comparaison des fonctions du territoire apportés par les trois scénarios prospectifs	78
5.2.3 Comparaison des impacts environnementaux des trois scénarios prospectifs	80
5.3 Vers une meilleure lisibilité des résultats d'ACV : les indicateurs d'éco-efficacité	81
5.3.1 Eco-efficacité des activités de consommation	82
5.3.2 Eco-efficacité des activités de production	83
5.4 Conclusion et perspectives	84

CHAPITRE 6 : Discussion générale et perspectives	87
6.1 Apports et limites du cadre méthodologique de l'ACV territoriale	89
6.1.1 Apports de l'ACV territoriale à l'évaluation environnementale de territoires	89
6.1.1.1 Compatibilité entre l'ACV territoriale et les évaluations environnementales des documents d'urbanisme	89
6.1.1.2 L'intérêt de l'ACV pour la priorisation des enjeux environnementaux	90
6.1.1.3 L'importance de considérer la responsabilité totale d'un territoire	90
6.1.1.4 Conclusion	91
6.1.2 Les limites de la démarche d'ACV territoriale	91
6.2 Perspectives d'approfondissement du cadre méthodologique de l'ACV territoriale	92
6.2.1 Modélisation des flux intra-territoriaux	93
6.2.2 Prise en compte de la variabilité spatiale	94
6.2.3 Mise en œuvre d'une approche conséquentielle	95
6.2.4 Intégration des parties prenantes à la démarche	97
6.2.5 Vers de meilleures connaissances des activités de production et de consommation	98
CHAPITRE 7 : Conclusion	101
Bibliographie	105
[Article A] Environmental assessment of a territory: an overview of existing tools and methods	121
[Article B] Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning	161
[Article C] Implementation of an adapted LCA framework to environmental assessment of a territory: Important learning points from a French Mediterranean case study	209
ANNEXES: Valeurs utilisées pour les inventaires des activités de consommation et de production sur le cas d'étude du territoire du Bassin de Thau pour l'année 2010	247

Liste des figures

Figure 1-1 SCoT, procédure, contenu et évaluation environnementale, adaptés du SCoT du Nord Pays d'Auge, http://nord-pays-auge.proscot.fr/index.php?p=0&s=1 et de CGDD (2011).	5
Figure 1-2 Présentation des caractéristiques générales de quelques outils d'évaluation environnementale d'après Risch et al. (2012).	7
Figure 1-3 Elargissement des potentialités de l'ACV, d'après Guinée et al. (2011).	8
Figure 2-1 Description succincte des outils et méthodes mobilisés dans la littérature scientifique afin de réaliser l'évaluation environnementale d'un territoire (rappels de leurs acronymes anglais entre parenthèses).	16
Figure 2-2 Les 5 éléments identifiés comme clés dans l'analyse des outils et méthodes mis en œuvre dans l'évaluation environnementale de territoires et leurs critères d'analyse associés (soient 14 critères au final).	19
Figure 2-3 Comparaison des outils et méthodes mis en œuvre dans l'évaluation environnementale d'un territoire (LC thinking = perspective cycle de vie, Non RR = ressources non renouvelables, RR = ressources renouvelables, GHG = émissions de gaz à effet de serre, MCA = évaluation multicritère, SD = différenciation spatiale).	21
Figure 3-1 Présentation et description des 4 étapes de l'ACV.	27
Figure 3-2 Présentation des étapes conduisant à la définition de l'unité fonctionnelle et du flux de référence.	29
Figure 3-3 Définition et évaluation des fonctions du territoire.	30
Figure 3-4 Distinction entre les impacts "in-site" causés par le système territorial de premier plan et les impacts "off-site" causés par le système territorial d'arrière-plan.	35
Figure 3-5 Cadre méthodologique de l'ACV territoriale.	37
Figure 4-1 Localisation et frontières géographiques du territoire du SCoT du Bassin de Thau (Syndicat Mixte du Bassin de Thau, 2009).	44
Figure 4-2 Identification des activités localisées sur le territoire du Bassin de Thau (*ICPE = Installations Classées pour la Protection de l'Environnement).	46
Figure 4-3 L'approche ascendante mise en œuvre dans les 2 étapes de la collecte de données en ACV territoriale (ICV = Inventaire du Cycle de Vie).	49
Figure 4-4 Présentation de la méthode de caractérisation des impacts ReCiPe d'après Goedkoop et al. (2009).	52
Figure 4-5 Comparaison des valeurs des indicateurs de performance pondérées par le nombre d'habitants estimées pour chaque fonction du territoire de Thau, et pour chaque fonction de l'ensemble du territoire français et du département de l'Hérault.	53
Figure 4-6 Impacts In-site et Off-site générés par les activités de consommation et de production localisées sur le territoire du bassin de Thau.	54
Figure 4-7 Identification des principaux impacts contribuant aux dommages sur la santé humaine avec la méthode Impacts World+ et comparaison des valeurs avec ReCiPe.	56
Figure 4-8 Localisation des sources d'émissions directes et indirectes de gaz à effet de serre sur l'ensemble du territoire du Bassin de Thau.	61
Figure 4-9 Comparaison des impacts sur le changement climatique générés par différentes ICPE localisées au sein d'un même périmètre.	62
Figure 4-10 Carte présentant des informations sur la localisation des sources d'émissions de particules fines et la densité de population potentiellement exposée.	63
Figure 4-11 Localisation des zones à forts enjeux pour l'impact des particules fines sur la santé humaine (i.e., zones croisant des émissions de particules importantes avec une forte densité de population).	64
Figure 5-1 Méthode de construction des scénarios adoptée dans la thèse (adaptée de Godet (1997) et de Le Bourhis (2012)).	72
Figure 5-2 Identification des variables clé et des relations liant les descripteurs d'activité, les postes d'activité et la consommation des ressources économiques et naturelles.	74
Figure 5-3 Comparaison des niveaux atteints par les fonctions de territoires pour les 3 scénarios prospectifs.	80
Figure 5-4 Comparaison des impacts environnementaux des 3 scénarios prospectifs sur les trois aires de protection.	81
Figure 5-5 Comparaison des ratios d'éco-efficacité des activités de consommation pour les 4 scénarios prospectifs présentés ci-dessus, et calculés en utilisant le scénario 1 comme référence.	82
Figure 5-6 Comparaison des ratios d'éco-efficacité des activités de production pour les 3 scénarios prospectifs calculés en utilisant le scénario 1 comme référence.	83
Figure 6-1 Présentation des principales limites de la démarche d'ACV territoriale.	92
Figure 6-2 Le territoire du bassin de Thau, un territoire emboîté au sein d'autres échelons administratifs et géographiques.	96

Liste des tableaux

Tableau 1-1 Les 9 fonctions associées aux territoires définies dans le cadre du projet européen SENSOR (Pérez-soba et al., 2008).	10
Tableau 3-1 Classification des activités de production d'après Eurostat (2008).	32
Tableau 4-1 Définitions des fonctions du territoire étudiées sur le cas d'étude et des indicateurs de performance associés.	48
Tableau 4-2 Sources de données et objets géographiques des activités à localiser sur le territoire du bassin de Thau (DREAL LR = Direction Régional de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement du Languedoc Roussillon, MTD = Maison de la télédétection, IGN = Institut National de l'Information Géographique et Forestière, RGP = Registre Parcellaire Graphique, PLU = Plan Local d'Urbanisme, IRIS = Ilots Regroupés pour l'Information Statistique).	59
Tableau 5-1 Possibilités d'évolution des variables clé du système territorial du bassin de Thau et élaboration de 3 scénarios prospectifs	76
Tableau 5-2 Evaluation des indicateurs de performance relatifs aux grandes fonctions des territoires pour les 3 scénarios prospectifs.	79

Préambule

Les travaux présentés dans ce manuscrit de thèse portant sur le développement d'un cadre méthodologique mettant en œuvre l'évaluation environnementale d'un territoire ont été menés au sein de l'UMR ITAP d'Irstea, dans l'équipe ITAP-ELSA membre du pôle de recherche ELSA (Environmental Lifecycle and Sustainability Assessment), qui regroupe en région Languedoc Roussillon des spécialistes en Analyse du Cycle de Vie (ACV) et en Ecologie Industrielle issus de plusieurs institutions. Ces travaux ont été encadrés par Véronique Bellon-Maurel (directrice de thèse) et Philippe Roux (encadrant de proximité). Par ailleurs, Guillaume Junqua (LGEI, Ecole des Mines d'Alès) et Pierre Maurel (UMR TETIS, Irstea) ont participé aux développements méthodologiques proposés à travers la constitution d'un comité de thèse restreint. Un comité élargi a également assuré le suivi de l'avancement des travaux de recherche. Il était constitué des membres du comité restreint ainsi que de Cécile Bulle (CIRAIG, Ecole Polytechnique de Montréal), Alain Grasmick (IEM, Université Montpellier 2) et Cyril Kao (Engref, AgroParisTech). Enfin, une contribution en géomatique a été apportée dans les travaux de thèse par l'encadrement d'un stage de Master 2 (Master 2 A3TA, Aménagement du Territoire et Télédétection de Auch Toulouse, Université Paul Sabatier, Toulouse III) effectué par Roman Combeau.

Le manuscrit de thèse repose sur 3 articles scientifiques publiés dans des revues internationales à comité de lecture:

- **[Article A]** Loiseau E., Junqua G., Roux P. and Bellon-Maurel V., 2012. Environmental assessment of a territory: an overview of existing tools and methods. *Journal of Environmental Management* 112, 213-225. doi:10.1016/j.jenvman.2012.07.024.
- **[Article B]** Loiseau E., Roux P., Junqua G., Maurel P. and Bellon-Maurel V., 2013. Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 1533-1548. doi: 10.1007/s11367-013-0588-y.
- **[Article C]** Loiseau E., Roux P., Junqua G., Maurel P. and Bellon-Maurel V. Implementation of an adapted LCA framework to environmental assessment of a territory: Important learning points from a French Mediterranean case study, manuscript accepted in *Journal of Cleaner Production*, doi: 10.1016/j.jclepro.2014.05.059.

Les principaux aspects méthodologiques et résultats sont traités dans ce manuscrit de thèse. Les démonstrations complètes sont disponibles dans les articles et leurs annexes (« supporting information ») qui sont fournis à la suite du présent manuscrit de thèse.

CHAPITRE 1 : Introduction

SOMMAIRE

1.1 Développement durable et politiques d'aménagement du territoire	3
1.2 Positionnement de l'évaluation environnementale dans les plans et programmes d'aménagement des territoires	4
1.3 L'ACV comme outil d'évaluation environnementale de territoires	6
1.4 Précisions sur l'objet « territoire »	8
1.5 Problématique de la thèse et démarche scientifique	10

1.1 Développement durable et politiques d'aménagement du territoire

Depuis les années 1970, l'homme a pris conscience du caractère vulnérable de son environnement naturel. Le rapport du club de Rome, publication majeure marquant l'apparition des préoccupations environnementales, donne l'alerte sur la finitude des ressources naturelles dans un contexte de croissance démographique (Meadows et al., 1972). Cette prise de conscience a encouragé la construction d'un nouveau paradigme environnemental et a favorisé l'émergence du concept de développement durable (Jégou, 2011). La définition de base du développement durable, « un mode de développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs et correspond au devoir des générations actuelles de transmettre un monde viable, viable et reproductible », est issue du rapport Brundtland (World Commission on Environment and Development, 1987). Ces principes ont été repris et officiellement adoptés par 182 nations lors du premier Sommet de la Terre qui eut lieu à Rio de Janeiro en 1992. Ce Sommet a également abouti à la constitution d'un programme d'actions pour la décennie nommé Agenda 21. Dans le cadre des Agenda 21 locaux, les principes du développement durable ont été déclinés au niveau des collectivités territoriales (en France : communes, intercommunalités), échelle d'action jugée pertinente. Il s'agit d'intégrer et de gérer au sein d'une démarche collective et participative les trois piliers du développement durable que sont les composantes économiques, sociales et environnementales. Selon le Conseil International pour les Initiatives Ecologiques Locales (ICLEI), association fondée en 1990 sous le parrainage du Programme des Nations Unies pour l'Environnement, plus de 6037 Agendas 21 locaux ont vu le jour en Europe, et 1013 démarches portées par les collectivités locales ont été recensées en France pour les Agendas 21 des territoires¹.

En parallèle de ces politiques territoriales volontaires, un éventail d'obligations réglementaires a également vu le jour à l'échelle de l'Union Européenne et de la France. En France, le développement durable devient la nouvelle référence de l'aménagement du territoire avec l'entrée en vigueur au cours des années 1990 d'une série de lois qui modernisent les pratiques de gestion et d'aménagement (Loi Pasqua de 1995², Loi Voynet de 1999³, Loi Gayssot-Besson de 2000⁴, et Loi urbanisme et habitat 2003) (Casanova, 2010). Parmi elles, la loi SRU du 13 décembre 2000 a remodelé en profondeur la planification locale

¹ Le site portail des Agenda 21 en France : <http://www.agenda21france.org/>

² LOADT : Loi d'Aménagement et de Développement des Territoires

³ LOADDT : Loi d'Aménagement et de Développement Durable des Territoires

⁴ SRU : Loi de Solidarité et de Renouvellement Urbain

en créant les Schémas de Cohérence Territoriale (SCoT) et les Plans Locaux d'Urbanisme (PLU). Ces documents de planification ont été conçus dans le but de construire des projets de développement durable pour les territoires, et plus particulièrement les SCoT qui proposent un projet global à l'échelle d'un groupement de collectivités locales. Ils mettent l'accent sur la composante environnementale du développement durable (CGDD, 2011). Postérieurement à la loi SRU, la directive européenne de juin 2001 relative à l'Evaluation Environnementale Stratégique (EES) (Directive n°2001/42/CE) stipule que les plans et programmes pouvant avoir un effet notable sur l'environnement doivent être soumis à évaluation environnementale. La transcription en droit français de cette directive a apporté quelques modifications sur le contenu des SCoT élaborés en France, en renforçant et en précisant le contenu de l'évaluation environnementale et en introduisant l'obligation de consulter une autorité environnementale (MEDD, 2006). Par ailleurs, la loi Grenelle 2 (loi n°2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement) mentionne explicitement comme objectifs des SCoT la lutte contre le changement climatique, l'adaptation à ce changement, la maîtrise de l'énergie, la lutte contre la régression des surfaces agricoles et naturelles, et la préservation de la biodiversité. Le champ de l'évaluation environnementale a été élargi aux questions de santé lors du protocole de Kiev en 2003 (protocole relatif à l'EES des plans, programmes et politiques, adopté sous l'égide de la commission économique pour l'Europe de l'Organisation des Nations Unies). L'ensemble de ces textes posent donc les bases de l'évaluation environnementale désormais requise lors de l'élaboration des plans et programmes d'aménagement du territoire.

1.2 Positionnement de l'évaluation environnementale dans les plans et programmes d'aménagement des territoires

En France, les réflexions en termes d'aménagement du territoire (collectivités territoriales) sont principalement portées par le SCoT qui se doit de respecter une procédure d'élaboration essentiellement basée sur l'information, la mobilisation et la concertation des parties prenantes en lien avec le territoire d'étude. Cette procédure, décrite dans la Figure 1-1, prévoit que l'évaluation environnementale intervienne au cours de deux étapes. Dans un premier temps, une évaluation environnementale portant sur l'ensemble du territoire doit être réalisée afin d'établir « l'état initial de l'environnement ». Il s'agit de réaliser un diagnostic environnemental complet et transversal du territoire. Les informations délivrées par l'état initial de l'environnement et le diagnostic socio-économique du territoire apportent des

éléments de réflexion pour la construction d’alternatives ou scénarios d’aménagement proposés lors de la phase de concertation et serviront de base de discussion dans les documents élaborés durant le SCoT (Projet d’Aménagement et de Développement Durable et le Document d’Orientations et d’Objectifs). Dans un second temps, une évaluation environnementale *ex ante* doit être menée sur l’ensemble des alternatives d’aménagement formulées.

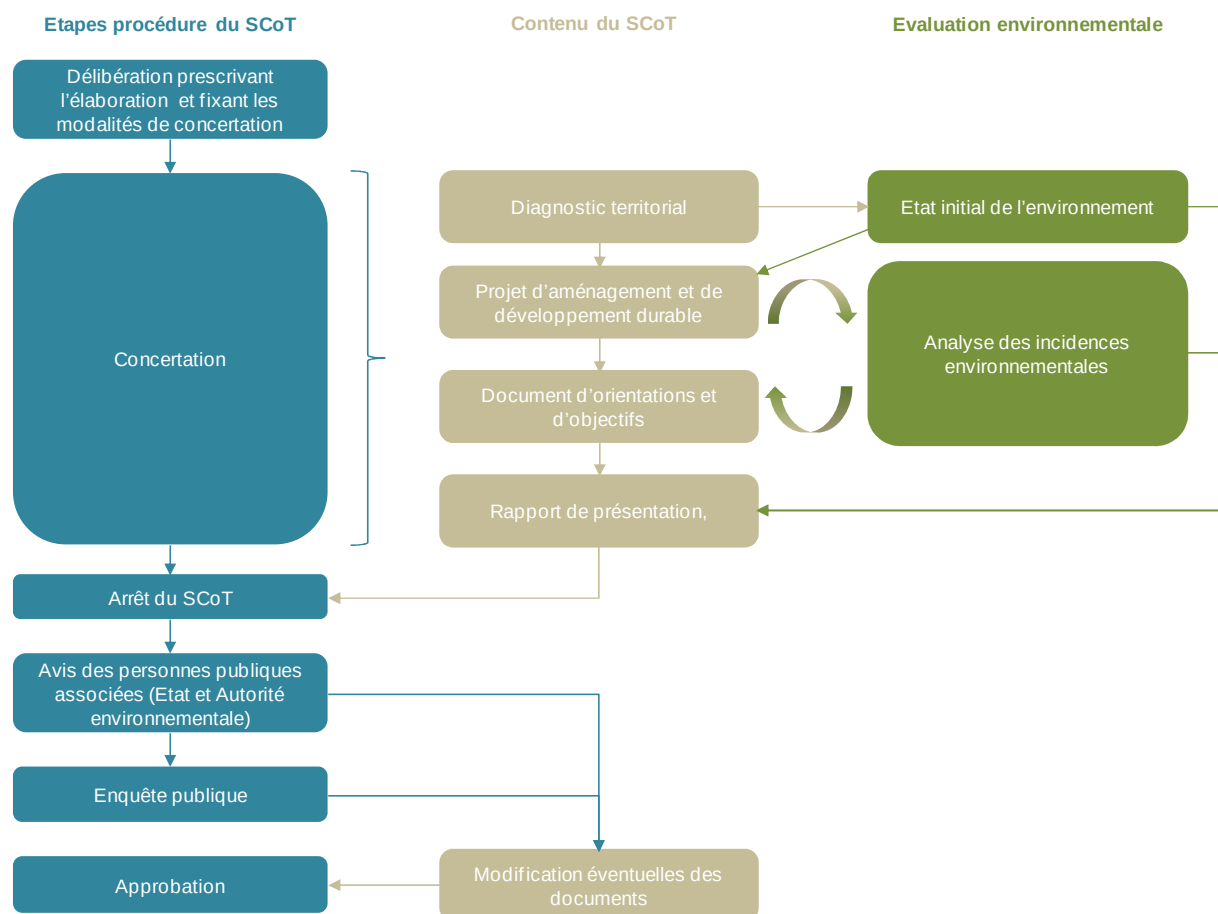


Figure 1-1 SCoT, procédure, contenu et évaluation environnementale, adaptés du SCoT du Nord Pays d’Auge, <http://nord-pays-auge.proscot.fr/index.php?p=0&s=1> et de CGDD (2011).

Après plusieurs années de mise en œuvre de la directive 2001/42/CE à l’ensemble des plans et programmes soumis à évaluation environnementale au sein de l’Union Européenne, la Commission Européenne (2009) a diffusé un premier rapport sur son application et son efficacité. Les principales conclusions de ce rapport portent sur les retombées bénéfiques de la mise en œuvre de la directive, notamment sur l’augmentation de la prise en compte des préoccupations environnementales dans l’élaboration des décisions. Cependant, le rapport pointe également un certain nombre de difficultés rencontrées par les Etats membres dans la mise en œuvre de la directive, et particulièrement dans le domaine de la réalisation des étapes d’évaluation environnementale. Ces obstacles sont dus à « un manque d’information fiable, au

temps demandé par la collecte de données, à un manque de critères homogènes pour définir la portée et le contenu de l'analyse de base, et à l'absence de critères types en matière d'environnement et de durabilité pour évaluer les plans et programmes ». Les gestionnaires en charge de superviser les évaluations environnementales sur leurs territoires sont donc confrontés à une absence de cadre méthodologique et de critères d'évaluation.

Dans le domaine de la recherche scientifique, des travaux (Finnveden et al., 2003; Nilsson et al., 2005) ont permis d'identifier différents outils et méthodes mobilisables dans le cadre de l'évaluation environnementale de plans et programmes. Parmi ces outils, l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) a été jugée comme pouvant constituer une méthode d'évaluation pertinente, et a été mise en œuvre sur quelques cas d'application à l'échelle territoriale dans le secteur de l'énergie (Björklund, 2011; Finnan et al., 2012). Cet outil est présenté dans la section suivante, et plus spécifiquement son application potentielle à l'évaluation environnementale de territoires.

1.3 L'ACV comme outil d'évaluation environnementale de territoires

L'ACV est un outil d'évaluation environnementale standardisé (normes ISO 14040 (2006a) et ISO 14044 (2006b)) et largement reconnu au niveau mondial (Reap et al., 2008). Cet outil quantifie les impacts d'un produit ou d'un service tout au long de son cycle de vie (de l'extraction des matières premières, à sa production, distribution, utilisation et jusqu'à la gestion de sa fin de vie) (Rebitzer et al., 2004). La Figure 1-2 montre qu'à la différence d'autres outils d'évaluation environnementale (par exemple, l'empreinte carbone ou le bilan énergétique), l'ACV est une approche à la fois multicritère et embrassant le « cycle de vie » d'un bien ou d'un service. Ce caractère holistique de l'ACV permet d'identifier les transferts de pollution entre catégories d'impacts, entre étapes du cycle de vie ou entre lieux géographiques (i.e. les différents territoires impliqués dans le cycle de vie du produit étudié) (Finnveden et al., 2009).

L'ACV est également fondée sur une approche fonctionnelle : les impacts potentiels d'un bien ou d'un service sont quantifiés par unité de « service rendu » (unité fonctionnelle) permettant ainsi de comparer des systèmes très contrastés (par exemple, le train, la voiture et la visioconférence) rendant le même service (participer à une réunion). L'approche fonctionnelle offre la possibilité de dématérialiser les besoins (ce qui est pourvoyeur de solutions

innovantes) et donc de comparer des biens et services sur une base commune (Jolliet et al., 2005).

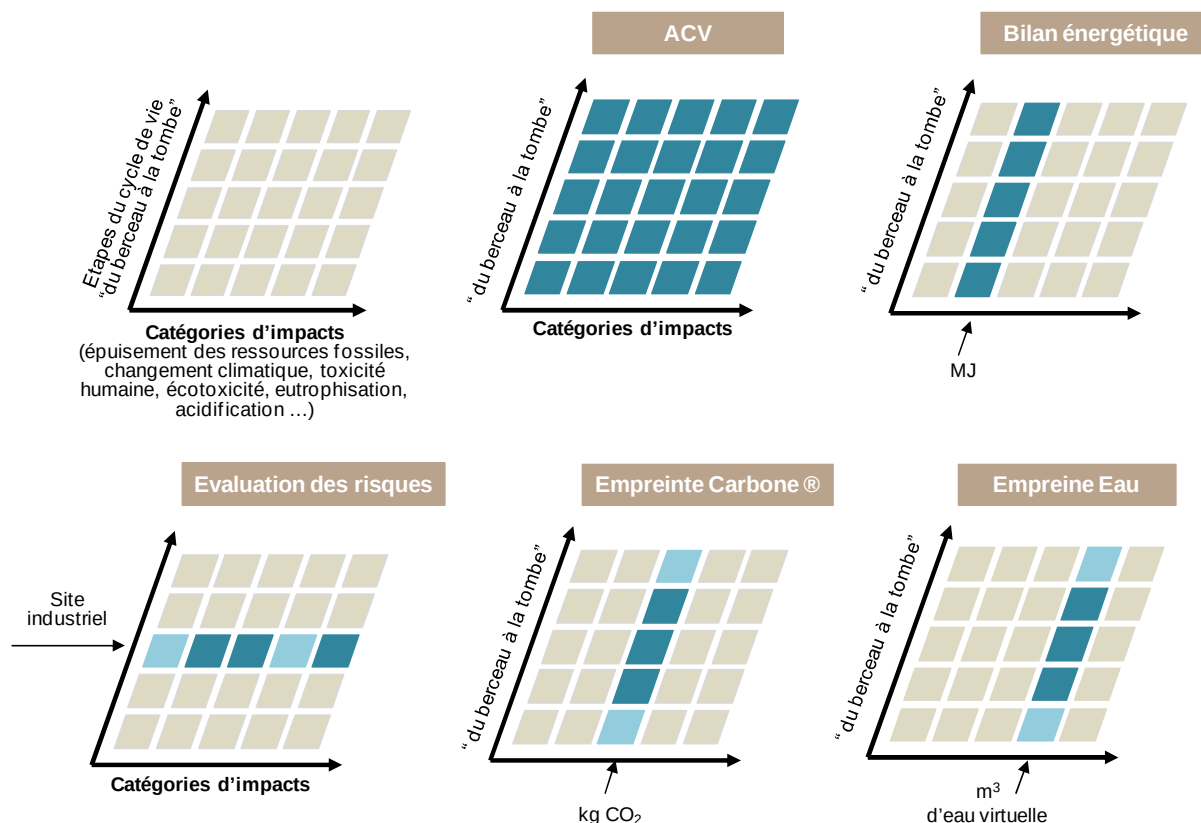


Figure 1-2 Présentation des caractéristiques générales de quelques outils d'évaluation environnementale d'après Risch et al. (2012).

Initialement, l'ACV a été conçue selon une approche dite « orientée produit » dans le but d'apporter des éléments d'information sur les biens et services à différents interlocuteurs : le public (éco-étiquetage), les décideurs (réglementations) et les industriels (éco-conception) (Guinée et al., 1993). Des propositions récentes ont été émises afin d'élargir à la fois l'objet d'étude et le champ des indicateurs en ACV (Guinée et al., 2011). Ces propositions sont présentées à la Figure 1-3, qui met l'accent sur un des axes de développement qui consiste à étendre l'objet d'analyse de l'ACV, centré initialement sur le service ou le produit, à l'analyse de systèmes couvrant des échelles plus larges comme les collectivités territoriales (municipalités). Ce passage de l'échelle « micro » à l'échelle « méso » nécessite des développements méthodologiques afin d'adapter l'ACV à l'étude de systèmes plus complexes. Ainsi la Figure 1-3 montre que l'étude de filières ou secteurs économiques peut être conduite en employant des outils déjà utilisés à des échelles « micro » tels que les tableaux entrées-sorties (modélisation des interactions entre différents secteurs de l'économie) dans les ACV dites « ACV Input Output » ou « ACV hybrides » (Suh and Huppes, 2005).

Cependant, des recherches doivent encore être menées afin d'étudier des territoires dans leur globalité. Jusqu'à présent les ACV mises en œuvre sur un territoire se sont intéressées uniquement à une activité ou une filière localisée sur un espace donné en s'attachant à évaluer les impacts environnementaux générés par les modes de vie de ses habitants (Lemos, 2011), par des activités industrielles (Azapagic et al., 2007; Yi et al., 2007), par des activités agricoles (Acosta-Alba et al., 2012; Cellura et al., 2012; Salomone and Ioppolo, 2012), par des filières de traitements de déchets (Bergsdal et al., 2005; Morselli et al., 2008, 2007; Rigamonti et al., 2013; Wittmaier et al., 2009) ou de gestion des eaux mises en œuvre localement (Lassaux et al., 2007; Lemos et al., 2013; Lundie et al., 2004; Muñoz et al., 2010). En revanche, l'ACV n'a jamais été appliquée à l'évaluation environnementale d'un territoire dans son ensemble (i.e. recouvrant toutes les activités). Pour mieux comprendre l'enjeu d'appliquer l'ACV à l'étude d'un territoire, cet objet est défini et décrit dans la section suivante.

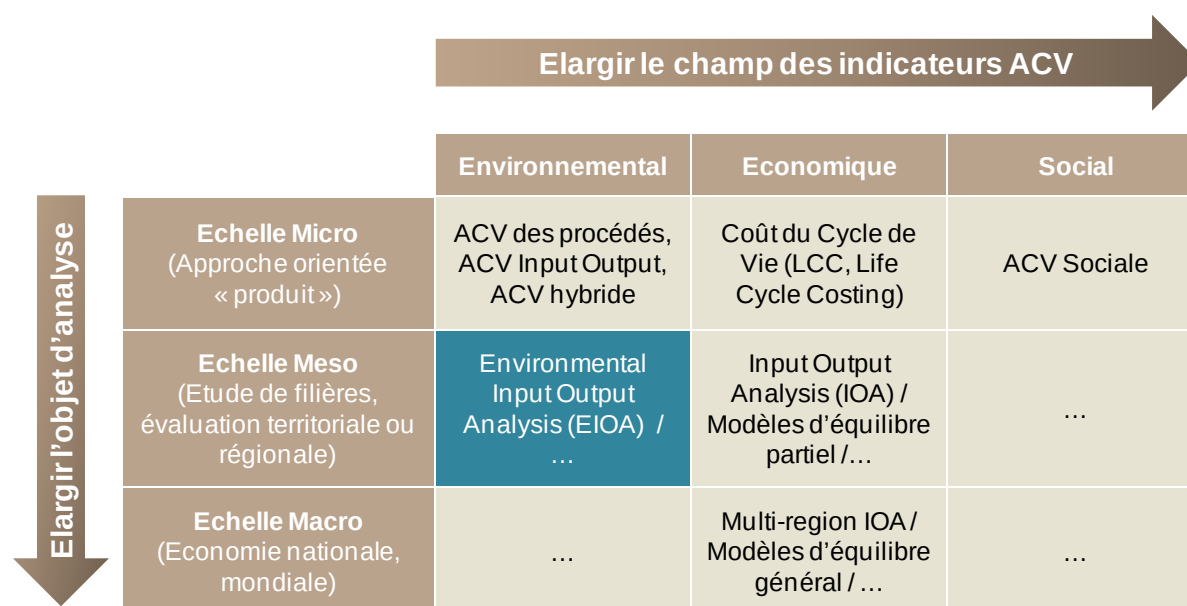


Figure 1-3 Elargissement des potentialités de l'ACV, d'après Guinée et al. (2011).

1.4 Précisions sur l'objet « territoire »

Le terme « territoire » connaît un vif intérêt dans le champ scientifique francophone, et fait l'objet de quelques ouvrages dans la littérature anglophone (pour laquelle le terme *region* est plus communément utilisé) (Giraut, 2008). Il prend différents sens selon la discipline scientifique qui l'utilise et le définit (géographie physique, humaine et politique, biologie, écologie,...) (Brulot, 2009), allant d'une « frontière géographique » à un « réseau d'acteurs » plus ou moins matérialisé. Dans le domaine de l'aménagement, Moine (2006) reprend les

définitions les plus usuelles afin de définir le territoire comme « un système complexe évolutif qui associe un ensemble d'acteurs d'une part, l'espace géographique que ces acteurs utilisent, aménagent et gèrent d'autre part ». C'est également un espace au sein duquel s'exerce un pouvoir politique, porteur d'un projet de territoire, et appuyé par une administration chargée d'aider à l'élaboration de ce projet puis à sa mise en œuvre par des actions d'aménagement et de gestion encadrées par les normes de l'action publique (Vanier, 2008). C'est cette conception politico-administrative du territoire que nous avons adoptée dans cette thèse. Le territoire sera toujours déterminé par l'association d'un espace géographique sur lequel s'exercent des compétences en matière d'aménagement d'une structure de gestion (intercommunalité, syndicat mixte, ...) et dans lequel des acteurs ont des activités diverses (économiques, sociales, culturelles, résidentielles). Le découpage politico-administratif français amène ainsi à distinguer des territoires à différents niveaux emboîtés (communes, intercommunalités, départements, régions), les plus grands pouvant aller jusqu'à plusieurs dizaines de milliers de km².

Enfin, le territoire peut être caractérisé par ses multiples fonctions. La Datar (Délégation Interministérielle à l'Aménagement du Territoire et à l'Attractivité Régionale) attribue quatre grandes fonctions au territoire, à savoir, la fonction résidentielle, la fonction productive, la fonction récréative et touristique, et la fonction de « nature » (Datar, 2003). Jean (2009) perçoit la notion de multifonctionnalité comme une version moderne du concept d'aménagement intégré des ressources, et attribue au territoire trois grandes fonctions (fonctions productives, fonctions environnementales et fonctions sociales). Plus spécifiquement, il identifie plusieurs espaces qui se superposent au sein d'un même territoire, et remplissent chacun des fonctions différentes : espaces de production (agriculture, sylviculture, extractions de ressources minières, aquaculture, et implantation d'usines et d'entrepôts), espaces de ressources stratégiques (sécurité alimentaire, accès à l'eau potable), espaces de vie (économie résidentielle), espaces récréatifs, espaces naturels à protéger et espaces où s'exerce un pouvoir politique.

En dehors de la littérature francophone, Wiggering et al. (2003) abordent également la notion de « multiple functions of land use », et distinguent des fonctions économiques, sociétales et environnementales. Cette notion est reprise par des travaux de recherche conduits au sein du projet européen Sensor⁵. Le Tableau 1-1 décrit en partie les résultats du projet qui répertorient

⁵ SENSOR : Sustainability impact assessment : tools for environmental, social and economic effects of multifunctional land use in European regions (site internet: <http://www.sensor-ip.eu/>)

trois fonctions principales (« economic land use function », « environmental land use function », et « societal land use function ») englobant un certain nombre de biens et services rendus par le territoire.

Fonctions sociétales	Fonctions économiques	Fonctions environnementales
Emplois	Economie résidentielle et production (industries, services)	Fourniture de ressources abiotiques
Santé humaine et loisirs	Production liée à l'utilisation des sols (agriculture)	Préservation et approvisionnement en ressources biotiques
Culture	Transport	Préservation des processus environnementaux

Tableau 1-1 Les 9 fonctions associées aux territoires définies dans le cadre du projet européen SENSOR (Pérez-soba et al., 2008).

Le caractère multifonctionnel du territoire constitue l'un des principaux obstacles à la mise en œuvre d'une ACV sur ce système, et nécessite donc d'apporter des adaptations méthodologiques à cet outil afin de pouvoir réaliser l'évaluation environnementale d'un territoire dans son ensemble.

1.5 Problématique de la thèse et démarche scientifique

A partir de ces éléments de contexte, à savoir le besoin d'une méthodologie d'évaluation environnementale d'un territoire d'un côté, et la proposition d'élargissement du champ de l'ACV à l'étude de systèmes meso d'un autre côté, la problématique générale de la thèse peut être formulée de la manière suivante :

« L'approche ACV peut-elle fournir un cadre méthodologique approprié pour mettre en œuvre l'évaluation environnementale d'un territoire à des fins de diagnostic ou de comparaison de scénarios d'aménagement prospectifs ? »

L'objectif de la thèse est de contribuer au développement d'un outil d'évaluation environnementale de territoire basé sur le cadre méthodologique de l'ACV. Cet objectif principal peut se décliner en trois sous-objectifs qui ont été abordés dans les articles scientifiques accompagnant ce manuscrit de thèse :

- Sous-objectif 1 : Justifier que l'ACV est une des approches les plus appropriées parmi l'ensemble des outils et méthodes utilisés dans la littérature scientifique pour réaliser l'évaluation environnementale d'un territoire [Article A].

- Sous objectif 2 : Adapter le cadre méthodologique de l'ACV, qui est une approche orientée « produit », afin d'étudier des systèmes territoriaux multifonctionnels (« ACV territoriale ») [**Article B**].
- Sous-objectif 3 : Démontrer l'applicabilité (i.e. faisabilité et robustesse) de la démarche d'ACV territoriale à travers sa mise en œuvre sur un cas d'étude réel, le territoire du SCoT du Bassin de Thau, à la fois pour réaliser un diagnostic environnemental [**Article C**] et pour comparer des scénarios d'aménagement prospectifs.

Le **chapitre 2** reprend les principaux aspects méthodologiques et résultats présentés dans [Article A]. L'objectif de ce chapitre est de décrire et de comparer les différents outils et méthodes mobilisés dans la littérature scientifique pour réaliser l'évaluation environnementale d'un territoire. La revue bibliographique a permis d'identifier 9 outils et méthodes mis en œuvre partiellement ou totalement sur un territoire. Il s'agit de l'évaluation des risques sur l'environnement et la santé, l'empreinte écologique, l'analyse de flux de matières, l'analyse de flux de substances, les tableaux entrées-sorties de flux physiques, l'analyse de réseaux écologiques, l'exergie, l'énergie, et l'ACV. Des critères d'analyse en lien avec les spécificités de l'évaluation environnementale d'un territoire ont été sélectionnés afin de comparer les différents outils et méthodes. Les résultats de cette comparaison mettent en avant le fort potentiel de l'ACV comme méthode d'évaluation des territoires sous réserve d'un certain nombre d'adaptations méthodologiques liées à la complexité du système territorial.

Des adaptations du cadre méthodologique de l'ACV sont donc proposées dans le **chapitre 3** afin d'étudier le territoire dans sa globalité. Les travaux présentés dans ce chapitre sont basés sur les propositions méthodologiques détaillées dans [Article B]. Elles se concentrent sur 4 obstacles méthodologiques, (i) la définition de(s) l'unité(s) fonctionnelle(s), (ii) la sélection des frontières du système, (iii) la collecte de données, et (iv) la prise en compte du contexte local dans la quantification des indicateurs.

Le **chapitre 4** étudie l'applicabilité du cadre méthodologique développé dans le chapitre 3 afin de réaliser le diagnostic environnemental d'un territoire. L'approche, appelée « ACV territoriale », est mise en œuvre sur un cas d'étude réel, le territoire du SCoT du Bassin de Thau. Ce chapitre reprend les principaux points méthodologiques et résultats de [Article C]. De plus, il explore les liens possibles entre les résultats de l'ACV territoriale et les outils SIG (Systèmes d'Informations Géographiques) dans le but de fournir un support analytique

supplémentaire et d'envisager ainsi une prise en compte des caractéristiques spatiales du territoire (vulnérabilité, sensibilité des milieux, ...). Dans le **chapitre 5**, l'utilisation du cadre méthodologique de l'ACV territoriale a été testée pour comparer des scénarios d'aménagement. Dans ce but, il a été nécessaire de construire au préalable trois scénarios d'aménagement prospectifs sur le territoire du Bassin de Thau.

Enfin, une discussion générale sur les apports et les limites du cadre méthodologique de l'ACV territoriale est proposée dans le **chapitre 6**, et permet entre autres d'inventorier un certain nombre de perspectives d'axes de recherche mobilisant des compétences propres à l'ACV, mais également issues d'autres champs disciplinaires.

CHAPITRE 2 : Panorama des méthodes et outils d'évaluation environnementale de territoires mobilisés dans la littérature scientifique

SOMMAIRE

2.1 Description des outils et méthodes recensés dans la littérature scientifique pour évaluer les impacts environnementaux d'un territoire	15
2.2 Proposition de critères de comparaison des méthodes et outils	17
2.3 Résultats de la comparaison des outils et méthodes	20
2.3.1 Formalisation	21
2.3.2 Modélisation du système	22
2.3.3 Flux environnementaux inventoriés	22
2.3.4 Propriétés des indicateurs quantifiés	22
2.3.5 Exploitabilité	23
2.4 Conclusion et perspectives	23

Ce chapitre reprend en partie les travaux publiés dans *Journal of Environmental Management* [Article A]. Le chapitre 2 a pour principal objectif de décrire et comparer les méthodes et outils qui ont été recensés dans la littérature scientifique afin de réaliser l'évaluation environnementale d'un territoire et de répondre au sous-objectif 1 de la thèse. L'objet territoire a été limité à l'échelle régionale telle que définie par Graymore et al. (2008), à savoir que cette échelle géographique est inférieure à celle d'une nation, et qu'une région regroupe en règle générale au moins deux communes. Après une description succincte de ces outils et méthodes, les critères d'analyse sont présentés, suivis des résultats de la comparaison, des conclusions et des perspectives. Plus de précisions sur ces outils ainsi que des justifications complètes (choix de critères et résultats de la comparaison) sont disponibles dans [Article A] (cf. p. 121-161).

2.1 Description des outils et méthodes recensés dans la littérature scientifique pour évaluer les impacts environnementaux d'un territoire

L'inventaire des outils et méthodes d'évaluation environnementale déployés à l'échelle territoriale a été réalisé en utilisant dans les moteurs de recherche bibliographique du type Scopus des mots clés tels que « environmental assessment » « territory » « region » « environmental impacts » « regional sustainability ». Ces recherches ont permis d'identifier 9 méthodes et outils mobilisés dans 35 cas d'étude. Il s'agit de (i) l'évaluation des risques sur l'environnement et la santé humaine (Human Health and Environmental Risk Assessment, HERA), (ii) l'empreinte écologique (the Ecological Footprint, the EF), (iii) l'analyse de flux de matières (Material Flow Analysis, MFA), (iv) l'analyse de flux de substances (Substance Flow Analysis, SFA), (v) les tableaux entrées-sorties de flux physiques (Physical Input Output Tables, PIOT), (vi) l'analyse de réseaux écologiques (Ecological Network Analysis, ENA), (vii) l'énergie (emergy), (viii) l'exergie (exergy), et (ix) l'analyse du cycle de vie (Life Cycle Assessment, LCA). La Figure 2-1 propose une description succincte de ces outils et méthodes (se référer à [Article A] pour plus de détails).

Ces différentes méthodes et outils d'évaluation environnementale s'intéressent aux interactions entre la société et la nature, en caractérisant plus ou moins finement le « métabolisme » du territoire. Ce dernier est défini par Ayres & Simonis (1994) comme une série de transformations physico-chimiques qui convertissent la matière brute (ressources naturelles) en produits et en déchets, et dont la régulation est assurée par le système économique. Ces méthodes ont également comme point commun d'estimer un ou plusieurs indicateurs de pressions ou d'impacts sur l'environnement de manière quantitative.



Figure 2-1 Description succincte des outils et méthodes mobilisés dans la littérature scientifique afin de réaliser l'évaluation environnementale d'un territoire (rappels de leurs acronymes anglais entre parenthèses).

2.2 Proposition de critères de comparaison des méthodes et outils

Afin de pouvoir comparer de manière objective les méthodes et outils, cinq éléments ont été identifiés comme clés dans la démarche de l'évaluation environnementale d'un territoire, à savoir (i) la formalisation de la méthode, (ii) la modélisation du système, (iii) les flux environnementaux inventoriés, (iv) les propriétés des indicateurs quantifiés, et (v) l'exploitabilité de la méthode. Différents critères ont été associés à ces éléments clés afin d'estimer le niveau atteint par chaque outil et méthode. Ces critères sont basés en partie sur des travaux menés sur l'élaboration de grilles d'analyse des outils de comptabilité environnementale (Blanc et al., 2009; Finnveden and Moberg, 2005), tout en tenant compte des spécificités apportées par l'objet d'étude qu'est le territoire. L'ensemble de ces éléments clés et des critères associés sont présentés à la Figure 2-2.

Le premier élément jugé important est le *degré de formalisation de la méthode*. L'existence d'un consensus sur la démarche à adopter est un point positif car cela permet de faire des comparaisons dans le temps et l'espace de nombreuses études (Barles, 2010). A titre d'exemples, l'évaluation des risques sur l'environnement et la santé humaine (HERA) fait l'objet d'une réglementation (directive européenne 93/67/CEE et réglementation 1488/94), et l'ACV est une méthode standardisée (normes ISO 2006a, 2006b).

Le second élément clé, la modélisation du système, comprend deux critères importants que sont *l'intégration de la pensée « cycle de vie »* et le *type d'approche adopté pour représenter le système* (« top-down » ou « bottom-up »). Comme écrit plus haut (cf. section 1.3), la *pensée « cycle de vie »*, qui étudie les filières de l'extraction des matières premières à la fin de vie des produits, est primordiale car elle permet d'éviter les transferts de pollution pouvant survenir entre différentes régions du monde (Finnveden et al., 2009). Cet aspect est particulièrement important dans une économie de plus en plus mondialisée, où la durabilité d'un territoire dépend fortement de la durabilité des autres territoires avec lesquels il interagit directement ou indirectement (Kissinger and Rees, 2010). Le critère relatif au *type d'approche adopté pour modéliser le système* renvoie aux choix faits quant au niveau de détails pris en compte dans le système. D'un côté, l'approche descendante, ou « top-down », permet de donner une vision globale du système étudié, sans toutefois fournir un niveau élevé de détails. D'un autre côté, l'approche ascendante, ou « bottom-up », apporte un niveau de détails assez élevé sur l'ensemble des composants d'un système, qui sont par la suite assemblés en sous-systèmes. La précision apportée par l'approche bottom-up est cependant

contrebalancée par son caractère souvent non exhaustif. Ainsi certains flux (économiques ou environnementaux) ne sont pas pris en compte dans les approches bottom-up, notamment les flux en lien avec les activités ayant lieu hors du territoire (Lenzen, 2001).

Le troisième élément clé se rapporte aux *types de flux environnementaux inventoriés* par les différents outils et méthodes. Afin d'être le plus discriminant possible, une distinction est faite entre les flux liés à la consommation de ressources renouvelables et ceux correspondants aux ressources non renouvelables, et entre les émissions des gaz à effet de serre et les autres types de substances polluantes. Par ailleurs, la consommation de ressources en eau et l'occupation des sols sont considérées séparément car elles sont jugées particulièrement importantes dans un contexte territorial.

Le quatrième élément clé regroupe les *propriétés jugées essentielles pour les indicateurs quantifiés* par les différentes méthodes. Un premier critère concerne le *type d'indicateur* quantifié par la méthode. Le cadre d'analyse DPSIR (Drivers – Pressure – State – Impact – Response) élaboré par l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA 1999) différencie des indicateurs appartenant à la sphère environnementale (indicateurs de pressions, d'état et d'impacts), et des indicateurs appartenant à la sphère sociétale (indicateurs de forces motrices et de réponses). Concernant la sphère environnementale, les indicateurs de pression quantifient uniquement une émission de substances ou une consommation de ressources, alors que les indicateurs d'état et d'impacts intègrent la manière dont ces flux interagissent avec l'environnement en effectuant une pondération des flux environnementaux sur la base d'une modélisation des mécanismes environnementaux. Un second critère concerne le fait que l'évaluation est de type *multicritère*. Ce point est primordial dans l'identification de transfert de pollution d'une catégorie d'impact à une autre (Finnveden and Moberg, 2005). Enfin, le troisième critère se rapporte à la *prise en compte d'informations spatiales spécifiques* dans la quantification des indicateurs. Par définition, le territoire est un système localisé et spatialisé dont les milieux naturels et anthropiques ont une sensibilité plus ou moins marquée aux impacts et aux transformations subies. Il semble donc essentiel de tenir compte de ces spécificités dans l'estimation des indicateurs aussi bien pour les données socio-économiques que pour les données environnementales (Yi et al., 2007).

Le dernier élément clé est relatif à *l'exploitabilité de la méthode*. L'exploitabilité est évaluée par deux critères, à savoir, la *faisabilité de la méthode* en termes de temps de collecte et d'accessibilité des données, et la *compréhension de l'approche* par le grand public. La compréhension peut être facilitée, par exemple, par la quantification d'un indicateur agrégé

unique (Bare et al., 2000). Cependant, l'agrégation est un processus subjectif qui appelle quelquefois des hypothèses fortes (Giljum et al., 2011). Il est donc important de garder un regard critique sur les résultats agrégés (Ahlroth et al., 2011). Par ailleurs, si les résultats de la méthode sont reliés à un cadre de référence familier du public, ils ont plus de chance d'être compris par le plus grand nombre (Nissinen et al., 2007), et ce d'autant plus qu'ils sont basés sur un concept intelligible et pédagogique (exemple : l'empreinte carbone) (Weidema et al., 2008).

Ces différents éléments clés et les critères permettant de les évaluer sont synthétisés dans la Figure 2-2.



Figure 2-2 Les 5 éléments identifiés comme clés dans l'analyse des outils et méthodes mis en œuvre dans l'évaluation environnementale de territoires et leurs critères d'analyse associés (soient 14 critères au final).

Au final, 14 critères ont été proposés afin de comparer les outils et méthodes par rapport à cinq éléments jugés clés du point de vue de l'évaluation environnementale d'un territoire. Sur

ces 14 critères, deux sont binaires (approche modélisant le système et type d'indicateur quantifié par la méthode). Pour les autres, une note a été attribuée à chaque méthode et outil évalué sur la base des résultats des 35 cas d'études identifiés dans la littérature scientifique. Une échelle d'évaluation a été proposée, allant d'une note « 0 » (la méthode n'a pas été conçue pour prendre en compte le critère étudié) à une note « 3 » (le critère est entièrement couvert par la méthode).

2.3 Résultats de la comparaison des outils et méthodes

Les outils et méthodes d'évaluation environnementale ont été comparés sur la base des 14 critères proposés dans la section précédente. Pour chaque outil analysé, la Figure 2-3 présente les résultats de cette comparaison sous forme de graphiques en radar pour les 12 critères non binaires. Les justifications des scores de la Figure 2-3 sont explicitées dans la suite de cette section, critère par critère.

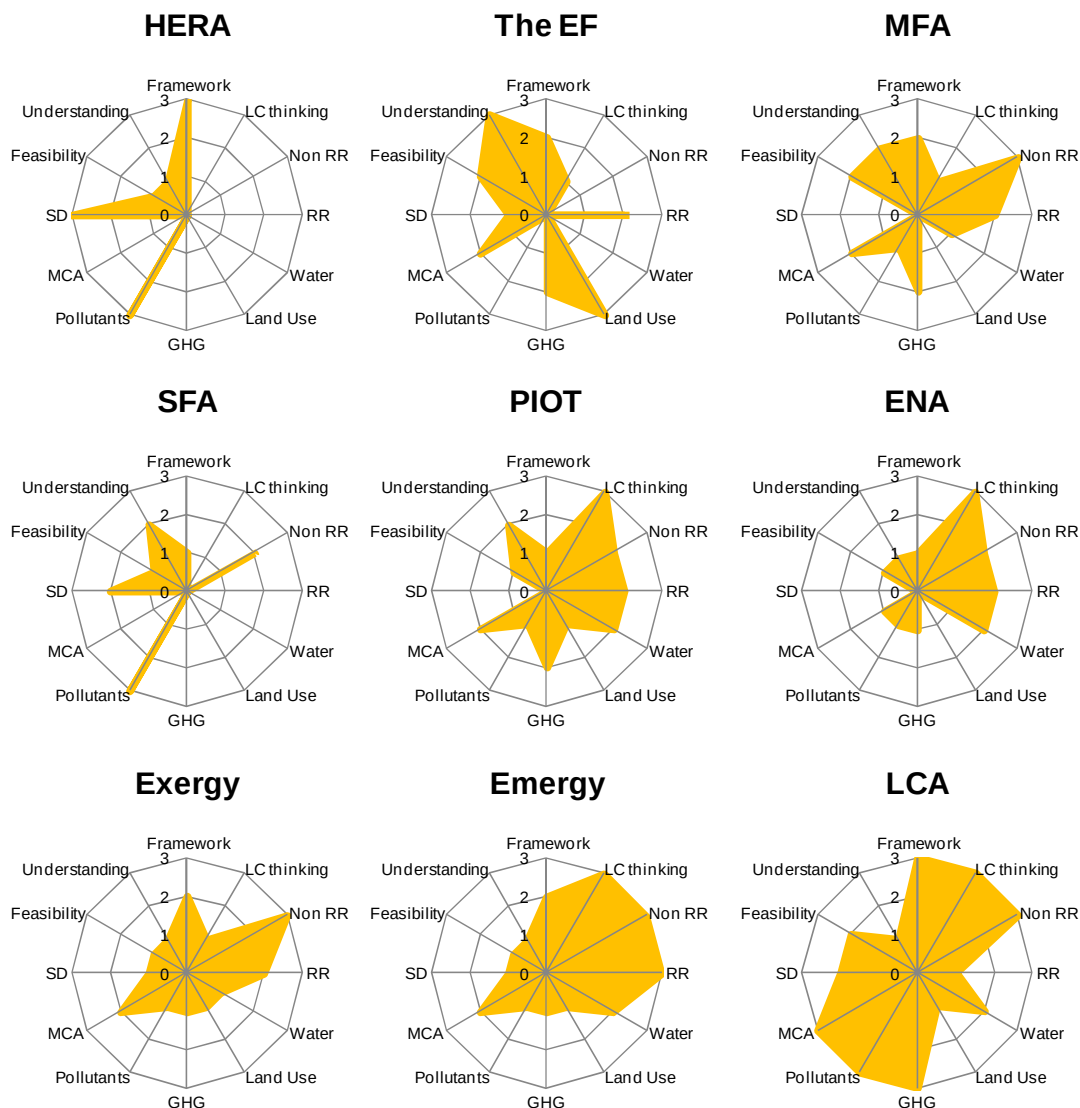


Figure 2-3 Comparaison des outils et méthodes mis en œuvre dans l'évaluation environnementale d'un territoire (LC thinking = perspective cycle de vie, Non RR = ressources non renouvelables, RR = ressources renouvelables, GHG = émissions de gaz à effet de serre, MCA = évaluation multicritère, SD = différenciation spatiale).

2.3.1 Formalisation

L'évaluation des risques sur l'environnement et la santé humaine (HERA), et l'ACV sont deux méthodes qui ont atteint un très bon niveau de formalisation à travers, respectivement, la réglementation et l'élaboration de normes internationales. A l'opposé, les tableaux entrées-sorties de flux physiques (PIOT), et l'analyse de réseaux écologiques (ENA) sont deux méthodes encore très peu formalisées. Ce sont également les deux méthodes pour lesquelles peu de cas d'application ont été recensés.

2.3.2 Modélisation du système

Seules deux méthodes (l'évaluation des risques sur l'environnement et la santé humaine, HERA, et l'analyse des flux de substances, SFA) n'intègrent pas la pensée cycle de vie. Par ailleurs, les méthodes dont la modélisation du système est basée sur une approche descendante (Energie, PIOT, ENA) sont structurellement mieux adaptées pour englober l'ensemble du cycle de vie d'un système donné. Les méthodes basées uniquement sur les approches ascendantes (MFA, exergie) n'ont pas ce caractère exhaustif.

2.3.3 Flux environnementaux inventoriés

Au regard des résultats de la comparaison, il n'existe actuellement pas de méthode qui couvre l'ensemble des flux environnementaux (ressources consommées et émissions de substances vers l'environnement) de manière satisfaisante. Trois facteurs permettent d'expliquer ce constat. Premièrement, certaines méthodes (HERA, EF, SFA) n'ont pas été développées pour fournir une vision exhaustive de l'ensemble des flux environnementaux. Ces méthodes se concentrent sur un nombre restreint de flux, même si l'empreinte écologique (EF) tente d'élargir son spectre (par exemple avec l'empreinte eau). Deuxièmement, des développements méthodologiques sont encore nécessaires pour que certaines méthodes intègrent l'ensemble des flux sur des bases scientifiquement fiables. C'est le cas pour l'utilisation des sols en ACV, ou l'émission de substances polluantes en émergie. Troisièmement, des difficultés opérationnelles peuvent survenir dans la prise en compte de certains flux, à cause notamment d'un manque de données (exemple : l'utilisation de sols et l'émissions de substances polluantes dans les tableaux entrées-sorties de flux physiques).

2.3.4 Propriétés des indicateurs quantifiés

Près de la moitié des outils et méthodes étudiés sont uniquement conçus pour quantifier des indicateurs de pression (MFA, SFA, PIOT, ENA). Seule l'ACV permet de quantifier à la fois des indicateurs de pression (ce sont les résultats de l'inventaire du cycle de vie) et d'impacts. En dehors de l'ACV, peu d'outils et de méthodes ont été développés dans l'objectif de quantifier des indicateurs selon une approche multicritère (par exemple, l'émergie). Enfin, la différenciation spatiale est plus ou moins intégrée dans la quantification des indicateurs. Elle est inhérente aux deux méthodes qui sont basées sur une approche dite « site-specific » (HERA, SFA). L'approche « site-specific » repose sur une description très détaillée de l'environnement local dans lequel est émise une substance polluante (connaissance de l'écosystème local) et sur la prise en compte des interactions entre cette émission et le milieu

récepteur (Potting and Hauschild, 2006). D'autres méthodes (l'empreinte écologique, l'énergie, l'exergie, et l'ACV) peuvent tenir compte de certaines caractéristiques de l'environnement mais pas de façon aussi détaillée ni de manière automatique. Toutefois, il est important de noter que des développements sont en cours pour rendre opérationnelle l'ACV « site-dependent », c'est-à-dire, adapter les indicateurs d'impacts aux spécificités régionales à travers notamment la méthode d'évaluation des impacts « Impact World+⁶ ». Cette dernière proposera, pour chaque catégorie d'impact, des facteurs de caractérisation basés sur l'échelle spatiale la plus appropriée (par exemple, les impacts liés à l'utilisation des ressources en eau seront quantifiés à l'échelle d'un bassin versant).

2.3.5 Exploitabilité

L'accessibilité des données et le temps consacré à leur collecte sont des contraintes rencontrées dans l'ensemble des outils et méthodes. La faisabilité de la mise en œuvre de certains outils et méthodes est cependant fortement améliorée par la constitution et la diffusion de bases de données couvrant un large éventail de biens et services (comme les bases de données Ecoinvent®⁷ en ACV), ou bien l'utilisation des données de comptabilité nationale (EF, MFA). En revanche, leur application à un échelon territorial différent reste souvent complexe. Concernant la compréhension des outils et méthodes et leur appropriation par une large gamme d'acteurs, l'empreinte écologique, basée sur un concept intelligible par tous, est de loin l'outil le plus facile à appréhender par le public, contrairement aux autres approches qui restent encore cantonnées aux cercles d'experts scientifiques.

2.4 Conclusion et perspectives

Une dizaine d'outils et méthodes permettant d'évaluer les impacts environnementaux d'un territoire sur la base d'indicateurs quantitatifs ont pu être inventoriés dans la littérature scientifique. Nous avons formulé un certain nombre de critères afin de pouvoir comparer de manière objective les caractéristiques et les performances de ces différents outils et méthodes. Bien que ces critères aient atteint leur finalité en permettant de discriminer les outils et méthodes sur des fondements rationnels, il est évident que cette liste n'est pas exhaustive et que d'autres critères auraient pu être pris en compte, comme par exemple la validité scientifique des concepts utilisés dans les outils.

⁶ <http://www.impactworldplus.org/en/index.php>

⁷ <http://www.ecoinvent.ch/>

La comparaison montre qu'il n'existe pas, à l'heure actuelle, une méthode qui remplisse entièrement l'ensemble des critères jugés comme importants dans la réalisation de l'évaluation environnementale d'un territoire. La comparaison des outils et méthodes met en avant leur caractère complémentaire. Des approches hybrides ont ainsi été développées en mutualisant les avantages d'outils complémentaires dans le but d'améliorer leur performance globale (par exemple : couplage de l'analyse de flux de substances et de l'évaluation des risques sur l'environnement et la santé (Guinée et al., 1999; Ma et al., 2007)). Cependant, ces approches hybrides ne permettent pas de fournir un cadre méthodologique parfaitement adapté à l'évaluation des impacts environnementaux d'un territoire, que ce soit sur le plan conceptuel ou opérationnel.

Au final, l'ACV semble satisfaire le plus grand nombre de critères, notamment en offrant la possibilité de conduire une analyse basée sur une approche multicritère et cycle de vie. Malgré son fort potentiel, cette méthode n'a jamais été appliquée seule pour réaliser l'évaluation environnementale d'un territoire dans son ensemble (en s'intéressant aux activités de consommation et de production localisées sur celui-ci). Ce constat peut s'expliquer par la présence d'un certain nombre d'obstacles méthodologiques parmi lesquels le caractère multifonctionnel des territoires et l'importante diversité d'activités humaines (activités résidentielles ou touristiques, production primaire ou secondaire, services, ...) présentes sur un territoire. Par conséquent, le chapitre 3 propose d'établir un certain nombre de développements méthodologiques afin d'adapter le cadre de l'ACV à l'évaluation environnementale de territoires, et permettre ainsi de réaliser une analyse globale et transversale de ces systèmes.

CHAPITRE 3 : Adaptations du cadre méthodologique de l'ACV à l'évaluation environnementale de territoires

SOMMAIRE

3.1 Identification des principaux obstacles méthodologiques	27
3.2 Propositions méthodologiques	28
3.2.1 Définition de l'unité fonctionnelle	28
3.2.2 Sélection des frontières	31
3.2.3 Collecte de données	32
3.2.3.1 Présentation des secteurs d'activités étudiés	32
3.2.3.2 Méthodologie de collecte des données	33
3.2.4 Intégration du contexte local	34
3.3 Résultats : proposition d'un cadre méthodologique pour des « ACV territoriales »	35
3.4 Conclusion et perspectives	38

Les principales conclusions du chapitre 2 ont permis de montrer le fort potentiel de l'ACV comme méthode d'évaluation environnementale d'un territoire comparée aux autres approches pouvant être mobilisées dans la littérature scientifique. En revanche, si l'ACV a permis d'étudier des filières ancrées dans un contexte territorial, elle n'a encore jamais été mise en œuvre pour étudier un territoire dans son ensemble (incluant les activités de consommation et de production localisées sur celui-ci). Sur la base de ce constat, le chapitre 3 s'attache dans un premier temps à identifier les principaux obstacles méthodologiques rencontrés dans la réalisation de l'ACV d'un territoire. Dans un second temps, des propositions d'adaptation du cadre méthodologique de l'ACV sont formulées pour chaque obstacle préalablement identifié. Les travaux présentés dans ce chapitre répondent au sous-objectif 2 de la thèse et ont été publiés dans *The International Journal of Life Cycle Assessment*. La description complète du nouveau cadre méthodologique développé dans ce chapitre et appelé « ACV territoriale » est disponible dans [Article B] (cf. p.161-209).

3.1 Identification des principaux obstacles méthodologiques

Conformément aux norme ISO (2006a, 2006b), le cadre méthodologique de l'ACV comprend 4 étapes itératives, (i) la définition des objectifs et du champ de l'étude, (ii) l'inventaire du cycle de vie (*Life Cycle Inventory, LCI*), (iii) l'évaluation des impacts du cycle de vie (*Life Cycle Impact Assessment, LCIA*) et (iv) l'interprétation des résultats de l'étude. La Figure 3-1 propose une description succincte de ces 4 étapes.

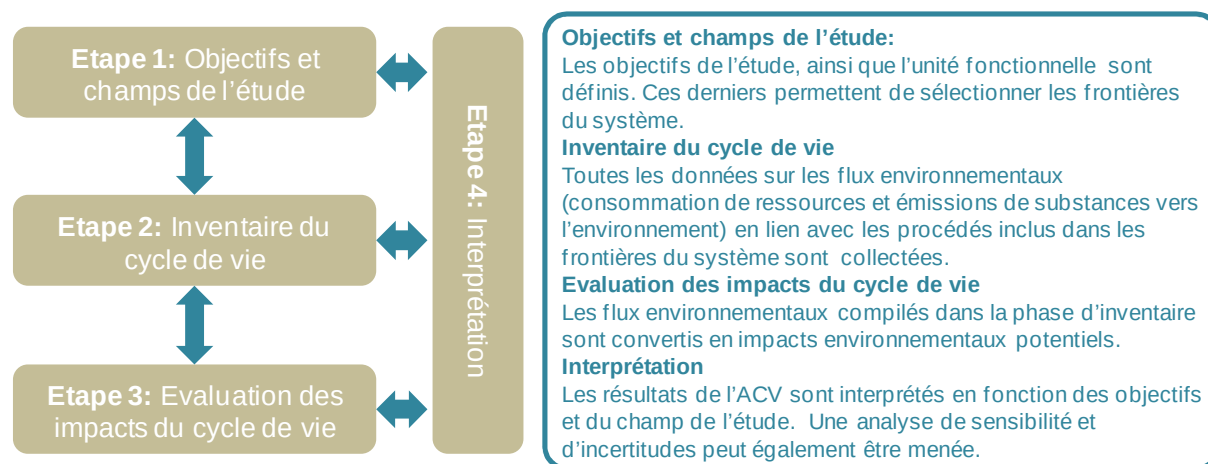


Figure 3-1 Présentation et description des 4 étapes de l'ACV.

Dans le cadre de l'analyse d'un territoire, deux points sont particulièrement importants dans la mise en œuvre d'une ACV, à savoir les objectifs de l'étude et les spécificités du système étudié. L'évaluation des impacts environnementaux d'un territoire a pour principal objectif d'apporter des éléments d'information sur deux aspects majeurs. Le premier aspect concerne la réalisation d'un diagnostic global (approche multicritère et identification des transferts de pollution entre territoires) et transversal (multisectoriel) d'un territoire. Le deuxième aspect consiste à pouvoir comparer sur le plan environnemental les impacts de scénarios d'aménagement prospectifs. Les informations apportées par l'ACV d'un territoire doivent de plus s'intégrer dans un contexte local d'aide à la décision. Par ailleurs, le territoire, défini comme l'association d'un espace géographique et d'une structure de gestion en charge de son aménagement, possède plusieurs spécificités qui vont influencer sur la mise en œuvre d'une ACV: c'est un système multifonctionnel (Datar, 2003), ouvert (Calame, 2009), complexe et évolutif (Moine, 2006).

La nécessité de tenir compte des spécificités du système territorial et du contexte local dans la mise à disposition des résultats de l'évaluation implique de revisiter le cadre méthodologique de l'ACV tel que présenté dans la Figure 3-1, et plus particulièrement les points suivants :

- La définition de l'unité fonctionnelle : comment tenir compte du caractère multifonctionnel d'un territoire ? Comment considérer l'ensemble des services rendus par un territoire ?
- La sélection des frontières : le territoire étant un système ouvert et évolutif, quelle est la responsabilité du territoire en termes d'impacts environnementaux (sur lui-même, sur les territoires voisins et sur le reste du monde) ? Sur quels principes est-elle fondée ?
- L'inventaire : comment représenter le territoire, au vu de son caractère complexe ? Quel est le niveau de détails nécessaire dans la modélisation des activités localisées sur le territoire ? Quelles sont les informations importantes et comment les collecter ?
- L'interprétation des résultats : l'ACV étant un outil d'analyse globale, comment intégrer des informations locales dans les indicateurs quantifiés ?

En résumé, quatre obstacles méthodologiques ont été identifiés, (i) définition de(s) unité(s) fonctionnelle(s), (ii) sélection des frontières, (iii) collecte des données et (iv) prise en compte du contexte local dans la quantification des impacts.

3.2 Propositions méthodologiques

Pour chaque obstacle identifié dans le paragraphe précédent, des propositions d'adaptations du cadre méthodologique de l'ACV sont formulées.

3.2.1 Définition de l'unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle est une quantification de la fonction d'un produit ou d'un service sur la base de laquelle sont calculés les impacts. L'étape de définition de l'unité fonctionnelle est essentielle au bon déroulement d'une ACV car elle garantit que deux scénarios sont comparables selon une base commune (Cooper, 2003). L'unité fonctionnelle permet par la suite de déterminer le flux de référence pour chaque scénario étudié. Ce flux estime la quantité de produits (ou services) nécessaire permettant de remplir la même fonction au sein de chaque scénario. Conformément à la norme (ISO, 1998), la définition de l'unité fonctionnelle se déroule en 4 étapes. Ces étapes sont décrites et illustrées par un exemple (comparaison de deux paires de chaussures) dans la Figure 3-2.

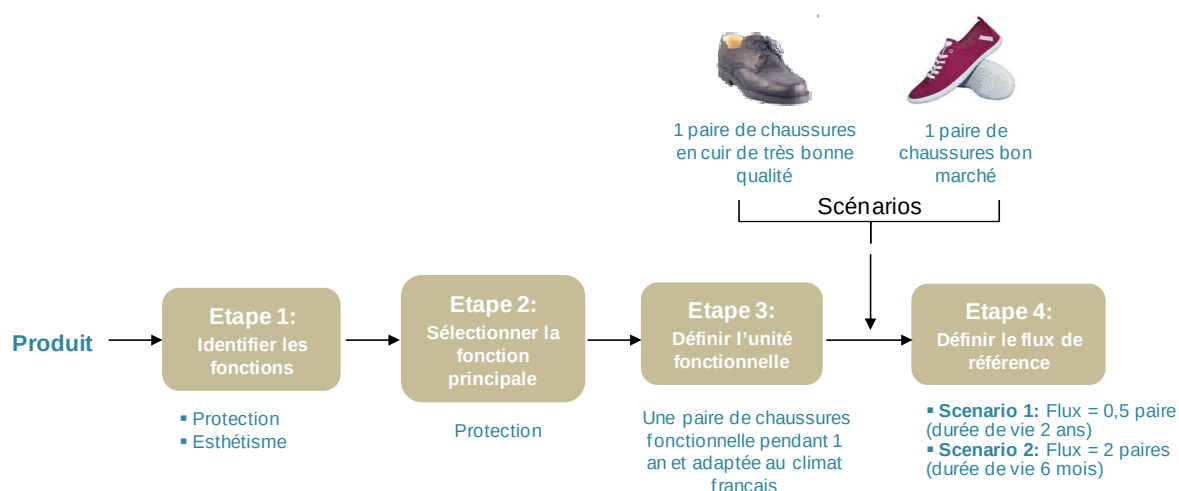


Figure 3-2 Présentation des étapes conduisant à la définition de l'unité fonctionnelle et du flux de référence.

Le territoire étant un système multifonctionnel (cf. section 1.4), il n'est pas envisageable de définir une seule fonction principale pour ce système. Le même problème a été rencontré dans le domaine de l'agriculture, pour lequel le qualificatif « multifonctionnel » a été initialement utilisé (Wiggering et al., 2003). Afin de surmonter cette difficulté lors de la réalisation d'ACV agricoles, Haas et al. (2000) ont défini plusieurs unités fonctionnelles incluant la production laitière (en tonne), la production de viande animale (par tête de bétail d'un poids de 500 kg), ou la surface (ha). Ils proposent également de prendre comme unité fonctionnelle l'exploitation agricole sans toutefois tenir compte des différents services rendus, ce qui entraîne une confusion entre unité fonctionnelle et flux de référence. De leur côté, Baumgartner et al. (2011) proposent de présenter les résultats d'une ACV agricole selon trois unités fonctionnelles différentes (fonction d'aménagement, fonction productive et fonction économique) afin de ne pas occulter le caractère multifonctionnel du système étudié.

Dans le cadre de l'analyse d'un territoire, nous suggérons de traiter la multifonctionnalité différemment. Nous proposons d'inverser les étapes de définition de l'unité fonctionnelle présentées à la Figure 3-2. Dans tous les cas, le flux de référence est déterminé par le couple formé par un « territoire », délimité par ses frontières géographiques, et un scénario d'aménagement associé (scénario actuel ou prospectif). Une fois le flux de référence sélectionné, il est nécessaire de définir puis d'évaluer les fonctions et les services rendus associés à ce flux. Cette permutation dans les étapes de définition de l'unité fonctionnelle conduit à une adaptation profonde du cadre méthodologique de l'ACV à l'étude de systèmes territoriaux. L'évaluation des fonctions d'un territoire est désormais un résultat de l'ACV et non plus un paramètre d'entrée. La Figure 3-3 présente les étapes successives à suivre afin d'évaluer ces fonctions.

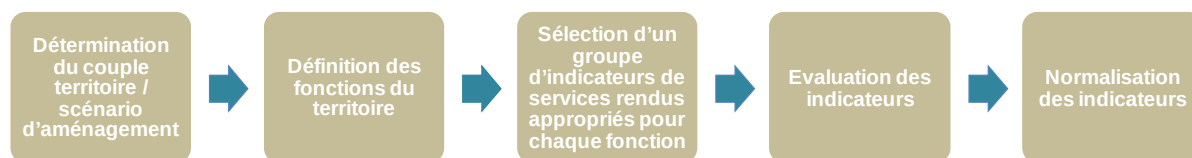


Figure 3-3 Définition et évaluation des fonctions du territoire.

La première étape consiste à définir les fonctions d'un territoire. Elle peut être réalisée selon deux approches différentes. La première approche utilise les résultats des travaux présentés dans la littérature scientifique en reprenant les grandes fonctions des territoires (fonctions économiques, sociétales, et environnementales). La seconde approche est basée sur le recueil des avis des différentes parties prenantes en lien avec le territoire. Cette démarche basée sur un travail de terrain (enquêtes, entretiens, démarche participative) permet de capter les spécificités d'un territoire donné et de ses occupants, mais aussi d'identifier des visions opposées des services rendus par ce territoire, et donc de correspondre mieux aux aspirations des différents acteurs. Notons que cette deuxième approche, qui peut tout à fait être combinée à la première, est généralement coûteuse en temps, et requiert d'importants moyens humains. Afin de garder l'esprit de l'ACV telle que définie par la norme ISO 14044 (ISO, 2006b), nous préconisons que, a minima, les gestionnaires d'un territoire participent à la définition des fonctions à évaluer, et ce parmi une liste de fonctions issues de la littérature.

Pour chacune des fonctions du territoire ainsi définie, il est nécessaire de sélectionner un ensemble d'indicateurs de services rendus contribuant à évaluer leur niveau de performance. A titre d'exemple, un indicateur de service rendu possible pour la fonction « santé humaine et loisirs » est l'accessibilité aux services de soins et aux équipements de loisirs (Pérez-soba et al., 2008). Là aussi, la sélection des indicateurs peut être basée sur des travaux de recherche déjà menés, ou bien sur les propositions des différentes parties prenantes. Les indicateurs sont ensuite évalués à partir d'approches quantitatives reposant sur la collecte de différents types de données (statistiques, données économiques et environnementales, ...), mais aussi sur des approches qualitatives, en particulier pour les indicateurs difficilement quantifiables (par exemple : la valeur paysagère), en s'appuyant sur le ressenti des parties intéressées en lien avec le territoire.

Enfin, la dernière étape consiste à normaliser les indicateurs de services rendus par rapport à une référence, par exemple un autre territoire. L'étape de normalisation permet de mettre en perspective les fonctions du territoire étudié par rapport à un autre territoire (la nation, la

région, ou le département) et de mieux révéler les forces et faiblesses du territoire en termes de services rendus.

3.2.2 Sélection des frontières

L'étape de sélection des frontières détermine les procédés à inclure dans l'étude du système en relation avec le flux de référence (ISO, 2006a). Concernant l'étude d'un territoire, la question importante liée à la sélection des frontières est celle de la responsabilité du territoire en termes d'impacts environnementaux. Cette question est primordiale dans un contexte de mondialisation croissante qui conduit à une dispersion grandissante des chaînes de production-consommation à travers le monde (Friot, 2009). Cette dispersion tend à répartir inégalement la responsabilité des impacts environnementaux entre territoires (Hertwich et Peters, 2009), et complexifie les négociations internationales sur la comptabilité environnementale. Ainsi, la responsabilité d'un territoire a fait l'objet de nombreux débats dans les discussions liées à la comptabilité des émissions de CO₂ lors du protocole de Kyoto (Munksgaard et Pedersen, 2001). Deux principes s'affrontent. D'un côté, le territoire est responsable uniquement des émissions de gaz à effet de serre générées par les activités localisées au sein de ses frontières géographiques (ce qui se fait actuellement dans les négociations politiques à l'échelle des Etats). Il s'agit d'une responsabilité « orientée production ». D'un autre côté, le territoire peut aussi être responsable des émissions de gaz à effet de serre liées à sa consommation, et donc à ses importations. Ce deuxième principe est particulièrement important car les pays développés tendent à déplacer leurs impacts environnementaux vers les pays en voie de développement (Muradian et al., 2002), via notamment la délocalisation de leurs industries manufacturières. La prise en compte d'une responsabilité « orientée consommation » permet d'envisager une réorientation des politiques actuelles en matière de comptabilité environnementale et ouvre la voie vers une plus grande implication des pays exportateurs dans les négociations internationales (Wiedmann et al., 2009a).

Différents principes de responsabilité territoriale ont été proposés par Eder et Narodoslawsky (1999), parmi lesquels le principe de responsabilité totale. Selon ce principe, le territoire est responsable de l'ensemble des impacts liés à ses activités de consommation, en tenant compte des impacts des biens et services importés (perspective cycle de vie). Il est également responsable des impacts liés aux biens et services produits au sein de ses frontières géographiques, toujours selon une pensée cycle de vie. En revanche, les impacts liés à la distribution, l'utilisation et la gestion de la fin de vie des biens et services exportés ne sont pas

imputés au territoire étudié. Dans cette thèse, nous proposons de retenir ce principe de responsabilité totale, et de l'adopter comme principe de base dans le cadre des ACV appliquées à l'étude de territoires.

3.2.3 Collecte de données

3.2.3.1 Présentation des secteurs d'activités étudiés

En lien avec le principe de responsabilité territoriale retenu dans l'étape de sélection des frontières (i.e. responsabilité totale), la collecte des données doit s'attacher à estimer l'ensemble des flux environnementaux générés directement et en amont par les activités de production localisées sur le territoire, et tous les flux environnementaux liés aux activités de consommation (en amont et en aval).

Les activités de consommation regroupent l'ensemble des biens et services utilisés par les résidents du territoire (habitants et touristes). Ces activités regroupent les postes de consommation de denrées alimentaires, biens, services, logement, et transport (Känzig and Jolliet, 2006). La gestion des déchets et des eaux usées relève de la compétence des territoires et sera donc traitée séparément des autres activités de consommation.

Section	Désignation	Simplification / Adaptation
A	Agriculture, sylviculture, pêche	Agriculture
		Sylviculture
		Pêche
B	Industries extractives	Industries extractives
C	Industries manufacturières	Industries manufacturières
D	Production et distribution d'électricité, de gaz, de vapeur et d'air conditionné	Energie
E	Production et distribution d'eau, assainissement, gestion des déchets et dépollution	Gestion de la fin de vie
F	Construction	Construction
G	Commerces, réparation d'automobiles et de motocycles	Services
H	Transport et entreposage	Transport et entreposage
I	Hébergement et restauration	Services
J	Information et communication	
K	Activités financières et d'assurances	
L	Activités immobilières	
M	Activités spécialisées, scientifiques et techniques	
N	Activités de services administratifs et de soutien	
O	Administration publique	
P	Enseignement	
Q	Santé humaine et action sociale	
R	Arts, spectacles et activités récréatives	
S	Autres activités de services	
T	Activités des ménages en tant qu'employeurs	

Tableau 3-1 Classification des activités de production d'après Eurostat (2008).

Les activités de production peuvent être classifiées conformément à la nomenclature statistique des activités économiques dans la communauté européenne (NACE rév. 2) (Eurostat, 2008) en 20 secteurs. Sur ces 20 secteurs, 13 concernent des activités du secteur tertiaire. Or, il existe très peu de données en ACV sur les impacts de ces activités, et elles sont très peu étudiées (Majeau-Bettez et al., 2011). Pour ces raisons, l'ensemble des activités tertiaires ont été regroupées au sein d'un même secteur, le secteur des services. Le Tableau 3-1 présente les différents secteurs de production étudiés dans le cadre des ACV de territoires, après simplifications de la nomenclature NACE rév. 2.

En résumé, la collecte des données doit se concentrer sur 12 secteurs d'activités (10 secteurs d'activités de production et 2 secteurs d'activités de consommation représentés par les résidents permanents, et les résidents temporaires).

3.2.3.2 Méthodologie de collecte des données

La collecte des données a été divisée en deux étapes. La première étape consiste à rassembler pour chaque activité des données qualitatives et quantitatives sur les types et les volumes de biens et services consommés ou produits sur le territoire. Ces données sont appelées « descripteurs d'activités ». A titre d'exemple, les descripteurs d'activité pour la consommation en denrées alimentaires des habitants doivent détailler la composition moyenne du panier d'un habitant sur une année, c'est-à-dire le type de produits consommés (les fruits et légumes, les produits carnés, les produits céréaliers, ...) et les quantités consommées. Dans la deuxième étape, ces « descripteurs d'activités » sont reliés à des données d'inventaire du cycle de vie.

Deux approches peuvent être mobilisées pour collecter l'ensemble des données. D'un côté se trouve l'approche ascendante ou « bottom-up ». Pour les descripteurs d'activités, il s'agit de collecter des données spécifiques au territoire étudié à partir de rapports d'activités des collectivités territoriales, de statistiques locales, de bilans d'activités, d'enquêtes, d'entretiens... Pour les données d'inventaire du cycle de vie, l'approche ascendante utilise les résultats d'ACV dite « des processus » basée sur la construction d'arbres de processus physiques, ce qui est la procédure la plus classique de génération de données d'inventaire (Lautier, 2010).

D'un autre côté, l'approche descendante ou « top-down », peut également être employée. Pour estimer les descripteurs d'activités, elle adapte à l'échelle du territoire des données agrégées à des échelles géographiques plus petites, c'est-à-dire des champs plus grands

(régions, ou nation) en se servant d'un certain nombre de facteurs d'approximation (appelés « proxys »). En reprenant l'exemple des données sur la consommation des habitants en denrées alimentaires, il existe des statistiques nationales, i.e. pour l'ensemble des ménages, qui peuvent être rapportées au nombre d'habitants résidant sur le territoire étudié. Ici la mise à l'échelle s'effectue simplement en divisant les données nationales par la population française et en les multipliant par la population locale. D'autres proxys peuvent être utilisés afin de mieux tenir compte des spécificités du territoire (le pouvoir d'achat des ménages, les revenus moyens des ménages, le produit intérieur brut) (Bagliani et al., 2008; BBF, 2002; Niza et al., 2009). Concernant les données d'inventaire du cycle de vie, l'approche descendante retenue dans ce travail mobilise des données d'ACV dite « Environmental Input Output » (ACV-EIO). Les tableaux EIO comptabilisent les quantités de substances émises vers l'environnement et de ressources consommées pour chaque unité monétaire produite pour un secteur économique donné (Suh and Huppes, 2005).

Les approches ascendantes sont en règle générale préférées car elles fournissent des données plus détaillées et plus spécifiques au cas étudié (Browne et al., 2008). En revanche, elles demandent beaucoup d'efforts de collecte. De plus, dans le cadre des inventaires du cycle de vie, les approches ascendantes peuvent conduire à une sous-estimation des impacts par une prise en compte partielle des procédés situés en amont ou en aval du cycle de vie (Suh and Huppes, 2005). Enfin, les approches ascendantes ne permettent pas de quantifier correctement les impacts liées aux activités dématérialisées, et notamment l'acquisition de services ou de capitaux par les différentes activités humaines (Junnla, 2006).

3.2.4 Intégration du contexte local

L'ACV d'un territoire a pour principal objectif de fournir des éléments d'information dans un contexte local d'aide à la décision. Il paraît alors important d'être capable de faire la distinction entre les impacts directement liés aux activités humaines localisées sur le territoire et les impacts indirectement liés à ces activités. Lors de travaux menés sur les impacts environnementaux en milieu urbain, Azapagic et al. (2007) proposent de différencier le système de premier plan (« foreground system ») qui inclut toutes les activités localisées dans l'environnement urbain et le système d'arrière-plan (« background system ») qui regroupe l'ensemble des activités directement et indirectement liées aux activités du système de premier plan. Sur ces principes, nous proposons donc de distinguer le système territorial de premier plan (ensemble des activités humaines localisées au sein des frontières géographiques du territoire) du système territorial d'arrière-plan (ensemble des activités support au système

territorial de premier plan, mais situées en dehors de celui-ci). La Figure 3-4 montre que le système territorial de premier plan va générer directement des flux environnementaux causant ainsi des impacts dits directs ou « in-site ». De même, les flux environnementaux produits par le système territorial d'arrière-plan vont provoquer des impacts indirects ou « off-site ».

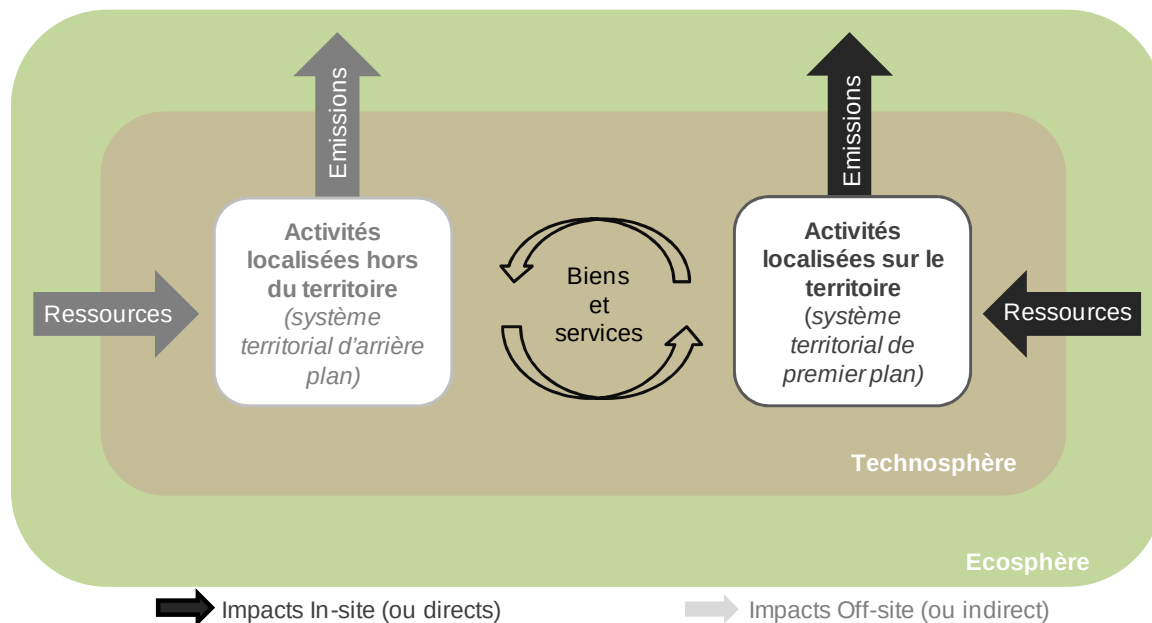


Figure 3-4 Distinction entre les impacts "in-site" causés par le système territorial de premier plan et les impacts "off-site" causés par le système territorial d'arrière-plan.

Les indicateurs d'impact quantifiés dans le cadre de l'ACV d'un territoire devront toujours faire une différenciation entre les impacts « in-site » et les impacts « off-site ». Cette distinction permet d'estimer les transferts de pollution ayant lieu entre le territoire étudié et les autres territoires. De plus, pour les impacts « in-site », une meilleure prise en compte du contexte local pourrait avoir lieu en intégrant des paramètres locaux (climat, localisation des populations cibles, ...) dans la quantification des impacts environnementaux.

3.3 Résultats : proposition d'un cadre méthodologique pour des « ACV territoriales »

Un certain nombre de propositions méthodologiques ont été formulées afin de surmonter les 4 principaux obstacles à la mise en œuvre d'une ACV sur un territoire. Sur la base de ces changements, un nouveau cadre méthodologique appelé « ACV territoriale » a été développé. La Figure 3-5 présente ce cadre qui est caractérisé par 4 étapes importantes. A partir du flux de référence défini à priori par l'association d'un territoire et d'un scénario d'aménagement, la première étape détermine les frontières du système, et permet ainsi de décrire les activités

humaines qui seront prises en compte dans l'étape d'inventaire. La seconde étape consiste à définir les fonctions du territoire dans le but de pouvoir les évaluer par la suite. La troisième étape réalise la collecte des descripteurs d'activités et des données d'inventaire du cycle de vie afin de permettre, lors de la quatrième étape, d'évaluer les impacts environnementaux générés par le territoire et une partie des services rendus par ce territoire (les services rendus quantifiables).

Ce cadre a pour principale finalité d'être intégré dans un processus participatif d'élaboration de plans et programmes d'aménagement. La collaboration des différentes parties prenantes sur un territoire est recommandée sur deux points en particulier. Le premier point concerne la définition des scénarios d'aménagement prospectifs qui doivent être définis sur la base d'une concertation entre les différents acteurs d'un territoire. Le deuxième point relève de la définition et de l'évaluation des fonctions et des services rendus par le territoire (ainsi que des indicateurs associés pour les quantifier ou les qualifier). En effet sur la Figure 3-5, une place est faite aux acteurs dans le choix des fonctions du territoire à étudier, et également dans leur évaluation. Cette dernière peut être réalisée sur la base d'indicateurs quantifiables (par exemple, le nombre de touristes accueillis sur une année), mais également en s'appuyant sur les déclarations des différents acteurs quant à l'appréciation du niveau de services rendus pour certains aspects non quantifiables (par exemple, la valeur paysagère ou le cadre de vie). La participation des acteurs sur ce point permettrait d'enrichir les propositions faites dans le cadre de la littérature scientifique et offrirait une vision plus proche de la réalité du territoire étudié.

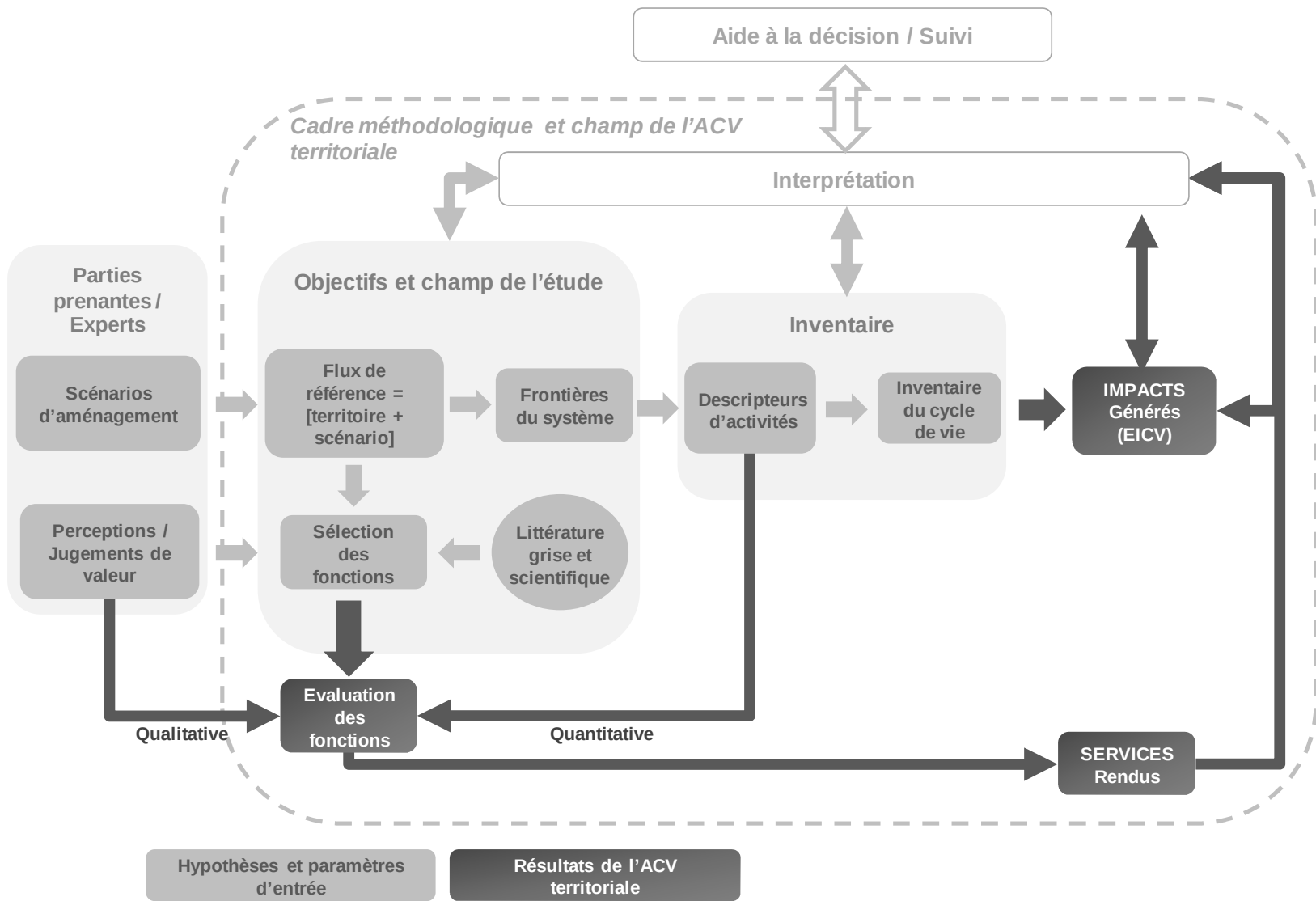


Figure 3-5 Cadre méthodologique de l'ACV territoriale.

3.4 Conclusion et perspectives

L'application de l'ACV à l'étude d'un territoire dans son ensemble pose des difficultés d'ordre méthodologique en lien avec les objectifs d'une telle étude (aide à la décision dans un contexte local), et les spécificités du système territorial. Quatre principaux obstacles ont été identifiés dans ce chapitre, (i) la définition de(s) unité(s) fonctionnelle(s), (ii) la sélection des frontières du système, (iii) la collecte de données et (iv) la prise en compte du contexte local dans la quantification des indicateurs d'impacts environnementaux. Des propositions d'adaptations ont été formulées pour surmonter ces obstacles et ont permis de développer un cadre méthodologique propre à l'évaluation environnementale de territoires, nommé « ACV territoriale ». Une des principales adaptations concerne la définition de l'unité fonctionnelle du système qui se fait selon la procédure suivante : d'une part, afin de tenir compte du caractère multifonctionnel d'un territoire, le flux de référence n'est plus défini à partir de l'unité fonctionnelle, mais il est déterminé à priori comme étant l'association du territoire étudié, délimité par ses frontières géographiques, et d'un scénario d'aménagement (actuel ou prospectif) ; d'autre part, à partir de ce flux de référence, deux catégories d'indicateurs sont quantifiées, à savoir, un vecteur d'impacts environnementaux conformément à la démarche d'une ACV classique, et un vecteur de services rendus, qui remplace l'unité fonctionnelle « unique ».

En lien avec le principe de responsabilité du territoire sélectionné, des recommandations ont été émises dans le but de représenter et de collecter des données sur l'ensemble des activités localisées sur le territoire. Pour la grande majorité de ces activités, il est conseillé de mettre en œuvre une approche ascendante ou « bottom-up » pour réaliser l'inventaire. Les données collectées sont ainsi plus détaillées et plus spécifiques aux activités de consommation et de production présentes sur le territoire. Il existe cependant quelques exceptions. C'est le cas pour les activités de consommation de nourriture, biens et services. Ces activités recouvrent une telle diversité de produits que l'approche descendante est fortement recommandée en termes de temps de collecte et de qualité des données (Tukker et al., 2006).

En définitive, les bases méthodologiques ont été posées afin de réaliser l'ACV d'un territoire. La démarche d'ACV territoriale a été mise en œuvre sur un territoire modèle afin d'illustrer ses potentialités en termes d'outil d'aide à la décision (cf. [Article B] pour une présentation complète du cas d'application). Il est désormais essentiel d'appliquer le cadre de l'ACV territoriale à un cas d'étude réel dans le but d'évaluer son applicabilité en termes de faisabilité

(temps de collecte et disponibilité des données) et de robustesse (sensibilité des résultats aux méthodes d'évaluation des impacts sélectionnées) pour les deux finalités de l'ACV territoriale que sont l'élaboration d'un diagnostic environnemental et la comparaison de scénarios prospectifs. Le chapitre 4 propose donc de réaliser l'état initial de l'environnement du territoire du SCoT du Bassin de Thau pour l'année 2010 sur la base de la démarche d'ACV territoriale, et d'évaluer ainsi son applicabilité. L'utilisation d'outils SIG pour une meilleure exploitation des résultats dans le cadre de la réalisation du diagnostic environnemental sera également analysée au chapitre 4. Le chapitre 5 étudie, quant à lui, la mise en œuvre de l'ACV territoriale pour la comparaison de scénarios d'aménagement prospectifs construits sur le territoire du Bassin de Thau.

CHAPITRE 4 : L'ACV territoriale comme outil de diagnostic environnemental du territoire du SCoT du Bassin de Thau

SOMMAIRE

4.1 Choix et présentation du cas d'étude	43
4.2 Mise en œuvre du cadre méthodologique de l'ACV territoriale	45
4.2.1 Sélection des frontières et description du système	45
4.2.2 Définition des fonctions du territoire et de leurs indicateurs de performance	47
4.2.3 Collecte des données	48
4.2.4 Evaluation des fonctions du territoire et des impacts générés	50
4.2.4.1 Quantification des indicateurs de performance pour chacune des fonctions du territoire	50
4.2.4.2 Quantification des impacts environnementaux	51
4.3 Résultats et discussions	52
4.3.1 Les fonctions du territoire	52
4.3.2 Les impacts environnementaux du territoire	53
4.3.2.1 Contribution des catégories d'impacts aux dommages sur les aires de protection	54
4.3.2.2 Identification des principales activités impactantes	56
4.3.3 Pertinence des ACV-EIO et compatibilité avec les ACV des processus	57
4.4 Approche exploratoire du couplage entre ACV territoriale et outils SIG	58
4.4.1 Production des données SIG	58
4.4.2 Production de représentations cartographiques	60
4.4.3 Conclusion couplage ACV/SIG	64
4.5 Conclusion et perspectives	65

Le chapitre précédent a permis de créer les fondements d'un cadre méthodologique basé sur l'ACV afin de réaliser l'évaluation environnementale d'un territoire dans sa globalité. Le chapitre 4 propose d'évaluer l'applicabilité de ce nouveau cadre, appelé « ACV territoriale », comme outil de diagnostic environnemental (contribution au sous-objectif 3 de la thèse) en le mettant en œuvre sur un cas d'étude réel, le territoire du Bassin de Thau. Il s'agit dans un premier temps d'évaluer la faisabilité de l'ACV territoriale, et plus particulièrement en termes de collecte de données (accessibilité, représentativité géographique, temporelle, technologique). Dans un second temps, les résultats et leur sensibilité vis-à-vis de la méthode d'évaluation des impacts environnementaux retenue sont analysés. Ces deux points sont longuement abordés dans un article scientifique accepté dans *Journal of Cleaner Production* ([Article C] cf. p. 209-246) qui fournit une présentation complète des données utilisées et des résultats. Ce chapitre se termine par une première exploitation cartographiée des résultats de l'ACV territoriale en utilisant les outils SIG.

4.1 Choix et présentation du cas d'étude

L'application du cadre méthodologique de l'ACV territoriale sur un cas d'étude réel a pour principaux objectifs de démontrer sa faisabilité (en termes de collecte de données) et d'analyser l'intérêt et la sensibilité des résultats obtenus. Le choix du cas d'étude est important dans cette démonstration et doit pour cela remplir trois principaux critères :

- Critère n°1 : Conformité de l'objet étudié en ACV territoriale. L'ACV territoriale a été développée pour étudier un territoire défini comme l'association d'une société locale dotée d'une structure politico-administrative et d'un espace géographique pouvant aller jusqu'à plusieurs centaines de km².
- Critère n°2 : Représentativité et reproductibilité. Afin de tester la faisabilité du cadre méthodologique en termes de collecte de données, le cas d'étude doit présenter une grande variété d'activités humaines (intégrant à la fois des activités de consommation et de production), représentatives de la diversité des territoires français qu'ils soient à dominante urbaine ou rurale.
- Critère n°3 : Commodité. Il est recommandé que le cas d'étude soit dans une proximité géographique afin de faciliter la collecte de certaines données, et les interactions éventuelles avec les parties prenantes (tant lors de la recherche de données que lors de la restitution des résultats).

Sur la base de ces trois critères, le territoire du SCoT du bassin de Thau a été retenu comme cas d'étude. L'ACV territoriale sera mise en œuvre sur ce territoire afin d'en réaliser un diagnostic environnemental sur l'année 2010.

Le territoire de Thau est situé en bordure de la mer Méditerranée, dans le département de l'Hérault, à une vingtaine de km de Montpellier, la capitale régionale (cf. Figure 4-1). Ce territoire est constitué de 14 communes regroupées en deux collectivités territoriales : « Thau agglomération » qui est formée de Balaruc-les-Bains, Balaruc-le-vieux, Gigan, Frontignan, Marseillan, Mireval, Sète et Vic-la-Gardiole, et la « Communauté de Communes du Nord Bassin de Thau » (CCNBT) qui rassemble les communes de Bouzigues, Loupian, Mèze, Montbazin, Poussan, et Villeveyrac. Le territoire couvre une superficie d'environ 375 km² et héberge une population avoisinant 120 000 habitants (Insee, 2010a). A la demande de l'Etat, ces deux intercommunalités ont créé en 2005 le Syndicat Mixte du Bassin de Thau (SMBT), une structure d'ingénierie en charge de coordonner les politiques d'aménagement du territoire (urbanisme, transport, ...), de protection des espaces naturels et de gestion de l'eau. Le SMBT

est reconnu sur le plan national comme une structure de gestion pilote sur les questions de gouvernance et de Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC). Le SMBT assure de manière coordonnée l'élaboration de plusieurs instruments d'aménagement : le Schéma de Cohérence Territoriale (SCoT) récemment approuvé⁸, le Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE), et un programme Natura 2000. Il pilote également la mise en œuvre de programmes d'actions successifs, celui en cours étant le Contrat de Gestion Intégrée (2012-2017). De plus, le SMBT a été le partenaire de nombreuses études scientifiques et techniques, démontrant ainsi sa volonté d'innovation et de coopération avec les instituts de recherche.

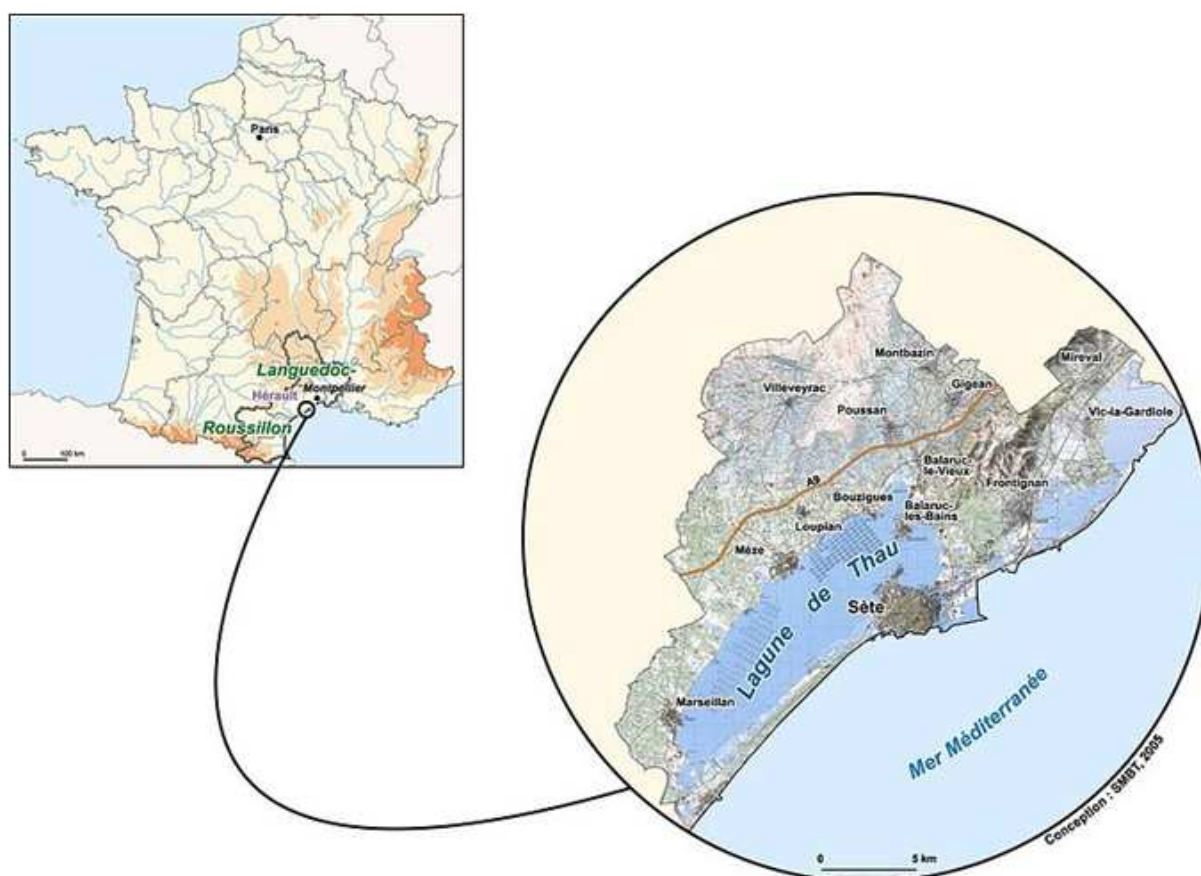


Figure 4-1 Localisation et frontières géographiques du territoire du SCoT du Bassin de Thau (Syndicat Mixte du Bassin de Thau, 2009).

La présence de la lagune (qui couvre plus de 10% de la superficie totale) procure au territoire du Bassin de Thau une importante renommée sur le plan environnemental et patrimonial. Le territoire se distingue par une grande richesse en termes de paysages (plaines agricoles, garrigues, reliefs boisés, zones humides, lido, étang) et de biodiversité (15 espèces d'oiseaux protégées, 19 habitats naturels à préserver). Par ailleurs, Thau est caractérisé par l'importante diversité historique de ses activités économiques qui regroupent des industries liées à la

⁸ Site internet du SMBT: [//www.smbt.fr/](http://www.smbt.fr/)

présence du port de Sète, la conchyliculture, la pêche, la viticulture, le tourisme, le thermalisme et des activités récréatives. Traversé par l'autoroute A9 et la ligne TGV (deux voies de communication majeures parmi les plus fréquentées d'Europe), le territoire de Thau, particulièrement attractif, est soumis à des fortes pressions démographiques liées à l'accueil de nouveaux résidents et des populations estivales, ainsi qu'à des fortes pressions foncières en lien avec un étalement urbain difficilement maîtrisé dans un contexte de crise viticole (Maurel, 2012).

4.2 Mise en œuvre du cadre méthodologique de l'ACV territoriale

Le cadre méthodologique développé dans le chapitre 3 comprend 4 étapes : (i) la sélection des frontières et la description du système, (ii) la définition des fonctions du territoire et de leurs indicateurs de performance, (iii) la collecte de données et (iv) l'évaluation des fonctions du territoire et des impacts environnementaux. La mise en œuvre de ces étapes sur le territoire de Thau est présentée dans la suite de cette section.

4.2.1 Sélection des frontières et description du système

Conformément à ce qui a été discuté dans le chapitre 3, les frontières du système ont été sélectionnées selon le principe de responsabilité totale du territoire (cf. section 3.2.2). Celui-ci implique que l'ensemble des cycles de vie des activités de production et de consommation soit pris en compte, exceptés les impacts situés en aval du cycle de vie des activités de production (Eder et Narodoslawsky, 1999). La Figure 4-2 décrit les différents secteurs ainsi que l'ensemble des activités présentes sur le territoire de Thau conformément à la classification proposée dans le chapitre 3 (cf. Tableau 3-1). Une légère modification porte sur le découpage des activités de services, entre les services présents et les services non présents. Selon la définition de l'Insee⁹, « les activités présentes sont les activités mises en œuvre localement pour la production de biens et de services visant la satisfaction des besoins de personnes présentes dans la zone, qu'elles soient résidentes ou touristes ». Les activités non présentes sont définies par différence aux précédentes. Elles concernent toutes les activités de production de biens et services majoritairement exportées, ainsi que les activités de services aux entreprises localisées sur le territoire (comptables, juristes, architectes, ...). Ce découpage permet de mieux comprendre la spatialisation des activités sur le territoire, et facilite l'inventaire des données.

⁹ http://www.insee.fr/fr/themes/detail.asp?reg_id=99&ref_id=sphere

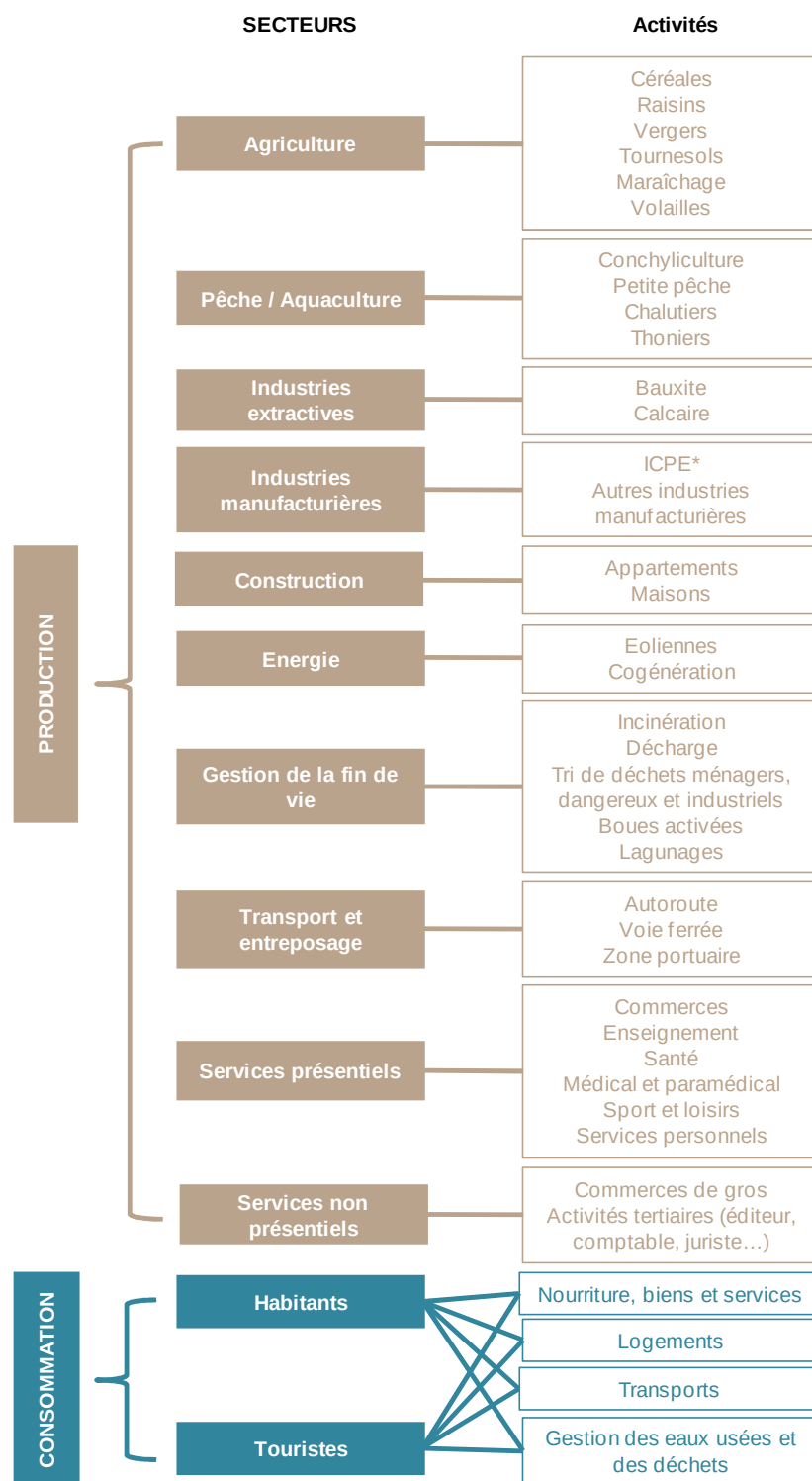


Figure 4-2 Identification des activités localisées sur le territoire du Bassin de Thau (*ICPE = Installations Classées pour la Protection de l'Environnement).

Par ailleurs, la distinction opérée dans ce travail entre les activités de production d'une part, et les activités de consommation d'autre part, constitue une source de double-comptage pour certaines activités. C'est notamment le cas pour une partie des activités de gestion de la fin de vie (part des déchets et des eaux usées traitée localement), et des activités de services

présentiels. Dans une moindre mesure, un double-comptage peut également exister pour la consommation de biens produits localement (par exemple, pour certaines denrées alimentaires en circuit court). Le choix a donc été fait de présenter séparément les résultats d'impacts des activités de consommation et de production afin de limiter les agrégations entre des données issues d'approche descendantes utilisant des ACV-EIO (plutôt les données de consommation) et ascendantes mobilisant des ACV des processus (données de production). Toutefois, cette séparation représente un risque de double comptage et donc de surestimation des impacts sur l'environnement. De plus, cette représentation ne permet pas de tenir compte des flux internes au territoire, comme la présence de circuits courts pour l'alimentation ou l'énergie. C'est un point qu'il faudra impérativement faire évoluer si des politiques allant vers une plus grande autonomie des territoires devaient être étudiées (i.e., plus d'interactions locales entre les activités de production et de consommation).

4.2.2 Définition des fonctions du territoire et de leurs indicateurs de performance

Le territoire étant un système multifonctionnel, il est nécessaire de définir l'ensemble de ses fonctions et des services rendus associés (cf. section 3.2.1). Dans le cadre d'une première application de la démarche d'ACV territoriale, il a été décidé de déterminer les fonctions du territoire à partir des résultats de la littérature scientifique et plus particulièrement des travaux de Pérez-soba et al. (2008) et de Banski et al. (2011). Pour chacune des fonctions définies dans ces travaux (fonction sociétale, économique et environnementale), il est indispensable de proposer un ensemble d'indicateurs de performance afin de pouvoir les évaluer. Ces indicateurs permettent de donner une mesure de l'état des fonctions sélectionnées, et sont issus, dans ce cas d'étude, de travaux réalisés par le Ministère de l'Environnement (MEDDTL, 2011a). Au total 11 indicateurs ont été retenus. Un douzième indicateur a été rajouté afin d'intégrer l'activité maritime du territoire (pêche et conchyliculture) en estimant la production annuelle de biomasse marine produite par le territoire. Le Tableau 4-1 détaille les 12 indicateurs, qui sont équitablement répartis entre les 3 grandes fonctions du territoire, ainsi que les sources des données utilisées pour quantifier ces indicateurs.

	Fonctions	Exemples de biens et services associés aux fonctions	Exemples d'indicateurs de biens et de services	Sources des données
Sociétale	Cohésion sociale	Fourniture d'emplois, fourniture de logements, accessibilité aux équipements publics	Nombre de résidences principales, nombre de services de proximité	Insee (Institut National de la statistique et des études économiques)
	Santé humaine, loisirs et culture	Accessibilité aux services de santé, accessibilité aux services de loisirs, fourniture de logements touristiques	Nombre de résidences secondaires, capacité d'accueil des établissements de santé (nombre de lits)	Insee et Fédération Hospitalière de France
Economique	Production	Prosperité économique, Fourniture de denrées alimentaires, de bois, d'énergies renouvelables	Produit Intérieur Brut (PIB, €), Surface Agricole Utile (ha), et production de biomasse marine (t)	Insee, Agreste (site national de la statistique agricole), et France AgriMer (Etablissement national des produits de l'agriculture et de la mer)
	Connaissance et innovation	Création d'entreprises et développement de compétences	Taux de qualification de la population active	Insee
Environnementale	Fourniture de ressources abiotiques	Préservation de la qualité de l'air, des ressources en minéraux et en eau	Nombre de logements connectés au tout à l'égout et quantités de déchets traités localement (t)	Eaufrance (Portail national sur l'eau) et Ademe (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie)
	Fourniture de ressources biotiques	Préservation de la biodiversité	Superficies en zone Natura 2000 (ha) et nombre d'espèces d'oiseaux d'intérêt communautaire	Département statistiques du Ministère de l'environnement

Tableau 4-1 Définitions des fonctions du territoire étudiées sur le cas d'étude et des indicateurs de performance associés.

4.2.3 Collecte des données

Dans la mesure du possible, les approches ascendantes ont été privilégiées pour la collecte de données. Sur la base de données détaillées locales (statistiques locales, enquêtes, rapports), des informations sont tout d'abord collectées sur les descripteurs d'activités, notamment sur les quantités physiques de biens et services consommés ou produits sur le territoire. Dans un second temps, ces flux physiques sont connectés à des inventaires d'ACV des processus correspondant au produit issu de l'activité étudiée. Prenons l'exemple de l'usine de production de produits diélectriques localisée sur le territoire et illustré par la Figure 4-3. Des données sont disponibles sur le site de la base des installations classées¹⁰ qui recense toutes les installations soumises à autorisation ou à enregistrement conformément au code de l'Environnement. Par l'intermédiaire des arrêtés préfectoraux et des rapports de l'inspection des installations classées, il est possible de recueillir pour un site industriel donné, le type de bien produit et les quantités pouvant être fabriquées. Ainsi, jusqu'à 5 tonnes de résines

¹⁰ Base des installations classées (Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie) : <http://www.installationsclassées.developpement-durable.gouv.fr/rechercheICForm.php>

époxydes peuvent sortir de l'usine quotidiennement. En couplant ce flux physique au processus de la base de données Ecoinvent « Epoxy resin, liquid, disaggregated data, at plant/RER U » (Frischknecht et al., 2007), il est possible d'avoir une première estimation des flux environnementaux directs et indirects générés par cette activité. Des données sur certains services rendus peuvent également être trouvées. Par exemple, le rapport des installations classées fait mention du nombre d'emplois présents sur le site de l'usine.

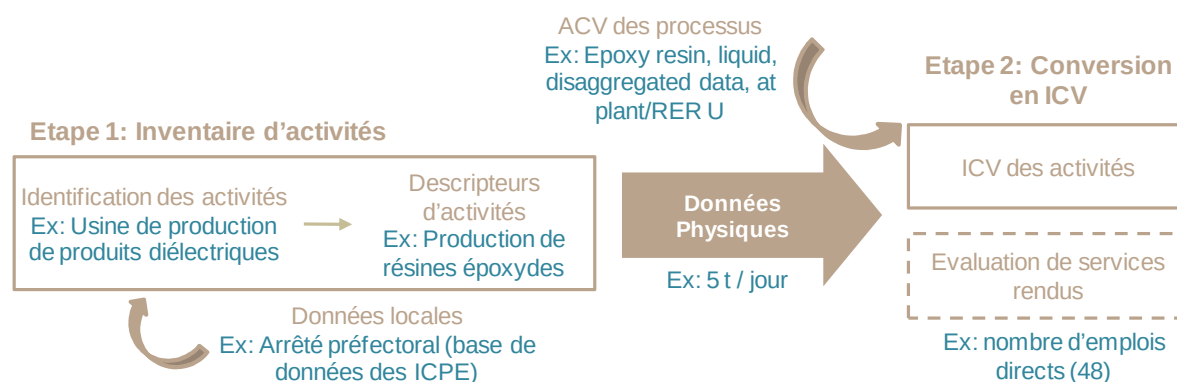


Figure 4-3 L'approche ascendante mise en œuvre dans les 2 étapes de la collecte de données en ACV territoriale (ICV = Inventaire du Cycle de Vie).

Dans les cas où il n'existe pas de données locales et détaillées sur les descripteurs d'activités ou sur les inventaires des ACV des processus, il est possible d'adopter les stratégies développées par Mila i Canals et al. (2011) pour surmonter les problèmes de manques de données en ACV. Ces stratégies reposent sur l'utilisation de données dites de substitution (ou « surrogate data »). Ces données sont de deux types :

- Les données approximées : ces données décrivent des systèmes jugés proches de ceux étudiés du point de vue de leurs impacts environnementaux, et sont utilisées en remplacement des données manquantes.
- Les données extrapolées : ces données sont dérivées de données validées pour d'autres systèmes (autres régions, autres technologies) et adaptées au système étudié.

Les données extrapolées nécessitent plus d'effort en termes de collecte, mais sont en règle générale assorties d'incertitudes plus faibles que les données approximées (Mila i Canals et al., 2011).

A titre d'exemple, il n'existe pas de données détaillées locales sur le panier de consommation des habitants résidant sur le territoire du Bassin de Thau. Pour pallier ce manque, des données monétaires de consommation nationale des ménages ont été utilisées (Insee, 2010b). Ces données sont organisées selon la classification COICOP (« classification of individual

Consumption by purpose » ou « classification des fonctions de consommation des ménages ») qui comprend trois niveaux de détails, et inventorie une centaine de produits au niveau le plus détaillé. Ces données ont été directement employées pour approximer la consommation en denrées alimentaires, biens et services des habitants sur le cas d'étude. Afin de réaliser l'inventaire du cycle de vie des activités de consommation des habitants, les flux monétaires ont été convertis en flux environnementaux en adoptant la démarche proposée par Tukker et al. (2006) pour estimer les impacts environnementaux causés par la consommation finale des pays européens. Cette démarche est basée sur une approche descendante utilisant le tableau entrées-sorties élargi aux données environnementales développé par Suh (2004) pour les Etats-Unis (US Input Output table) et correspondant à l'année 1998. Ce choix est largement critiquable au vu de la faible représentativité géographique, temporelle et technologique du tableau US IO pour l'évaluation environnementale des impacts liés à la consommation des habitants français pour l'année 2010. Cependant, nous avons fait ce choix car ce tableau entrées-sorties est très riche en détails : il répertorie 480 produits et rassemble des données sur 1344 flux environnementaux (6 types de consommation de ressources et plus de 1300 émissions de substances vers l'environnement) (Junnila, 2006).

La principale difficulté dans l'utilisation du tableau US IO réside dans l'absence de correspondance entre la classification COICOP employée pour les descripteurs d'activités et celle du tableau, elle-même issue de la classification des secteurs industriels développée par le « Bureau of Economic Analysis » (BEA) des Etats-Unis. Le tableau de correspondance proposé par Tukker et al. (2006) a donc été utilisé.

L'ensemble des sources de données mobilisées dans le cas d'étude sont répertoriées dans [Article C]. De plus, les valeurs utilisées pour les activités de consommation et de production sont disponibles en annexes (cf. Annexes - Tableau 1 à 5).

4.2.4 Evaluation des fonctions du territoire et des impacts générés

4.2.4.1 Quantification des indicateurs de performance pour chacune des fonctions du territoire

Les fonctions du territoire sont évaluées sur la base de la quantification des indicateurs de performance présentés dans le Tableau 4-1, et des sources de données disponibles listées dans ce même tableau. Pour une majorité d'indicateurs, ces données correspondent également aux descripteurs d'activités utilisés pour réaliser l'inventaire du cycle de vie des activités présentes sur le territoire ; par exemple, le nombre de résidences principales et secondaires est

une information utilisée comme indicateur de services rendus et descripteur d'activités de consommation pour les logements.

Par la suite, conformément à la section 3.2.1, ces indicateurs de performance ont été normalisés par rapport à d'autres territoires afin de les rendre commensurables en les positionnant dans un contexte plus large. Le choix a été fait de comparer les valeurs des indicateurs à celles estimées pour le département de l'Hérault, et pour l'ensemble de la France. Ces estimations ont été réalisées à partir des mêmes sources de données que pour le territoire du Bassin de Thau. Préalablement à la normalisation, les indicateurs de performance quantifiés sur chaque territoire ont été pondérés par le nombre d'habitants hébergés sur le territoire étudié. La normalisation des indicateurs a ensuite consisté à diviser les valeurs pondérées des indicateurs de performance du territoire de Thau par celles de la référence départementale ou nationale.

4.2.4.2 Quantification des impacts environnementaux

Les impacts « in-site » et « off-site » ont été quantifiés à l'aide de la méthode d'évaluation des impacts ReCiPe v1.07 (Goedkoop et al., 2009). Ce choix est justifié par le fait que c'est une méthode combinant à la fois une approche midpoint et endpoint dans la quantification des impacts (Hoof et al., 2013). Ainsi, la Figure 4-4 montre que la méthode ReCiPe permet d'identifier les contributions des principaux impacts midpoint (17 catégories considérées) aux dommages potentiels (indicateurs endpoint) sur les trois aires de protection en ACV (santé humaine, qualité des écosystèmes et ressources). Cela permet de focaliser les efforts d'atténuation sur les sources de ces impacts localisées sur le territoire. Les contributions des impacts midpoint suivants ont donc été évaluées : changement climatique, destruction de la couche d'ozone, toxicité humaine, formation de particules, formation d'ozone photochimique, radiations ionisantes, acidification terrestre, eutrophisation en eau douce, écotoxicité en milieu terrestre, marin et en eau douce, occupation des terres agricoles et urbaines, transformation des terres naturelles, consommation de combustibles fossiles et de minéraux. Par contre, la méthode ReCiPe ne permet pas de quantifier les impacts dus à la consommation d'eau douce et à l'eutrophisation marine au niveau endpoint, alors que ces impacts sont bien caractérisés au niveau midpoint.

Par ailleurs, différents choix de modélisation (horizons temporels, ou gestion des incertitudes) sont possibles dans le calcul des impacts. Ces choix sont issus de différentes visions que la société peut avoir de la nature. Trois perspectives sont généralement mobilisées dans le domaine des évaluations environnementales (De Schryver et al., 2011):

- Perspective « individualiste » : modélisation des impacts basée sur un horizon temporel proche (20 ans), et sur des effets environnementaux scientifiquement démontrés.
- Perspective « hiérarchiste » : modélisation des impacts basée sur un horizon temporel à moyen terme (100 ans), et sur des effets environnementaux faisant consensus au sein de la communauté scientifique.
- Perspective « égalitaire » : modélisation des impacts basée sur un horizon temporel lointain (500 ans) et sur tous les effets environnementaux identifiés.

Les impacts ont été quantifiés ici selon la perspective « hiérarchiste » car c'est la perspective la plus consensuelle au sein de la communauté scientifique, et donc celle employée usuellement par défaut en ACV.

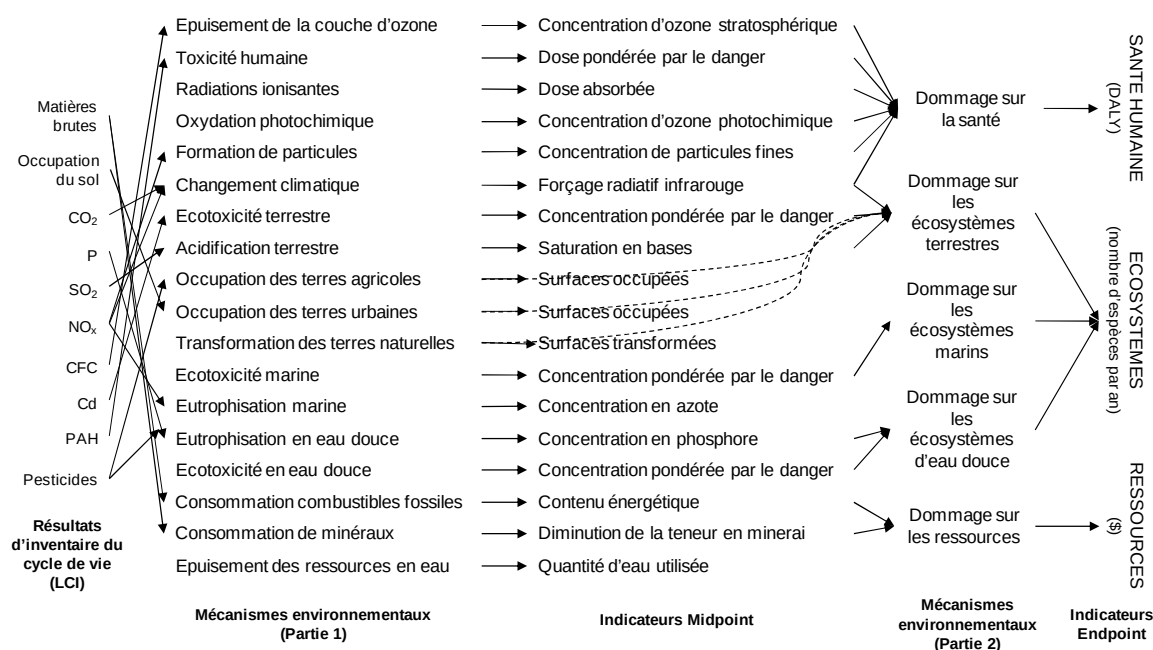


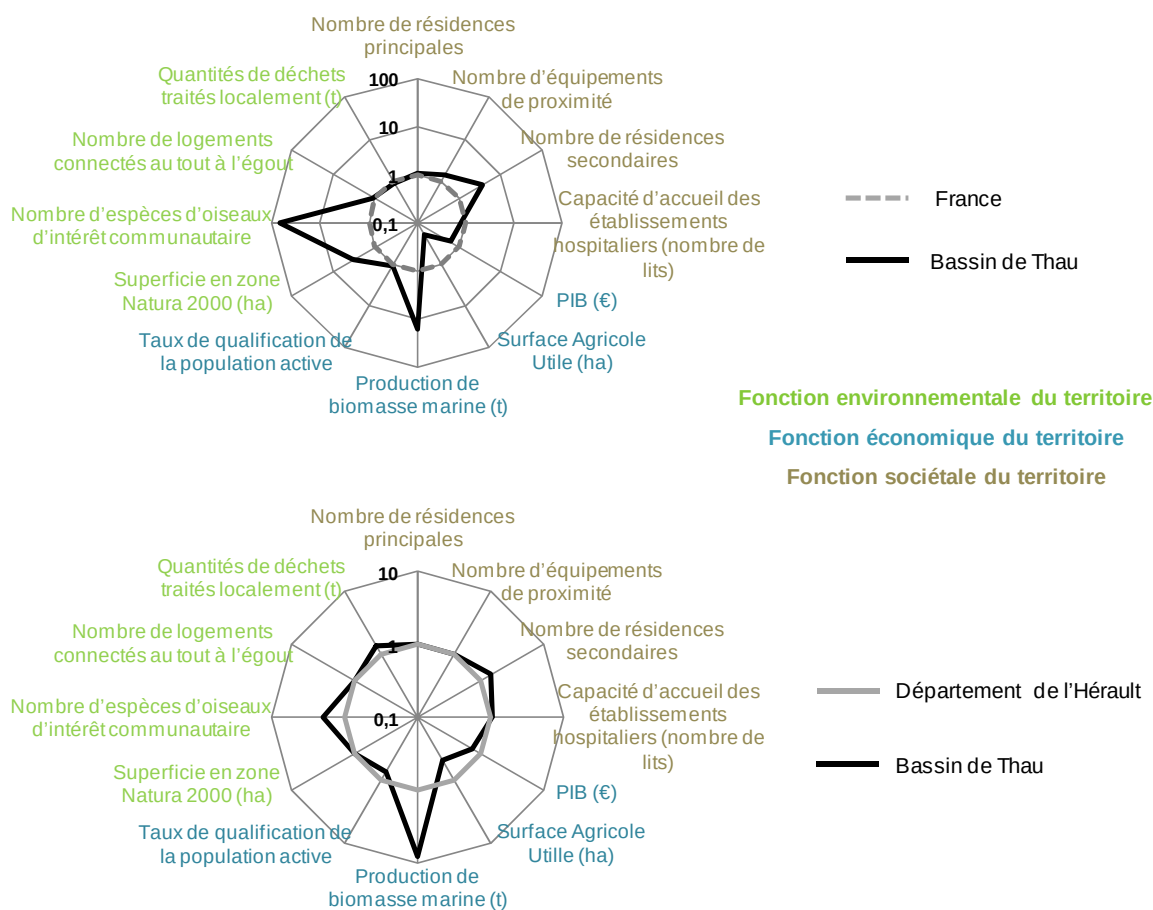
Figure 4-4 Présentation de la méthode de caractérisation des impacts ReCiPe d'après Goedkoop et al. (2009).

4.3 Résultats et discussions

4.3.1 Les fonctions du territoire

Le graphique en radar situé dans la partie supérieure de la Figure 4-5 permet de comparer les services rendus par le territoire de Thau à ceux rendus par l'ensemble du territoire français. Cette comparaison montre que les fonctions environnementales et sociétales du territoire du bassin de Thau semblent atteindre des niveaux plus élevés que la référence nationale sur la base des indicateurs de performance sélectionnés. Ceci est particulièrement dû à la part

importante de la préservation des espaces naturels opérée sur le territoire, et à la présence d'un nombre important d'espèces d'oiseaux d'intérêt communautaire. Par ailleurs, la fonction sociétale est supérieure du fait de l'importante capacité d'accueil touristique. En revanche, la fonction économique se révèle atteindre un niveau assez faible comparé au référentiel national. Excepté le niveau de production de la biomasse marine qui est très élevé par rapport à l'ensemble de la France, les autres indicateurs ont des valeurs très basses (PIB, surface agricole utile). Le graphique en radar situé sur la partie inférieure de la Figure 4-5 indique que l'ensemble de ces observations restent valables pour le référentiel départemental, même si les contrastes sont moins importants. La proximité des échelles du cas d'étude et du département tend à atténuer les différences.



4.3.2 Les impacts environnementaux du territoire

La Figure 4-6 montre que les impacts générés par les activités de consommation et par les activités de production présentent le même ordre de grandeur, mais les activités de production

génèrent des impacts plus importants sur la santé humaine et la qualité des écosystèmes. Par ailleurs, ces résultats démontrent toute l'importance d'une approche basée sur la responsabilité totale du territoire incluant ainsi les impacts « off-site » dans l'évaluation environnementale car ce sont ceux qui prédominent largement. Ils résultent des modes de vie occidentaux, qui exportent une part considérable de leurs pressions environnementales, à travers l'importation de ressources (énergie, matières premières) et de produits manufacturés fabriqués dans les pays en voie de développement (Muradian et al., 2002). Les impacts « in-site » ne sont toutefois pas négligeables pour les dommages sur la santé humaine et la qualité des écosystèmes, surtout ceux causés par les activités de production.

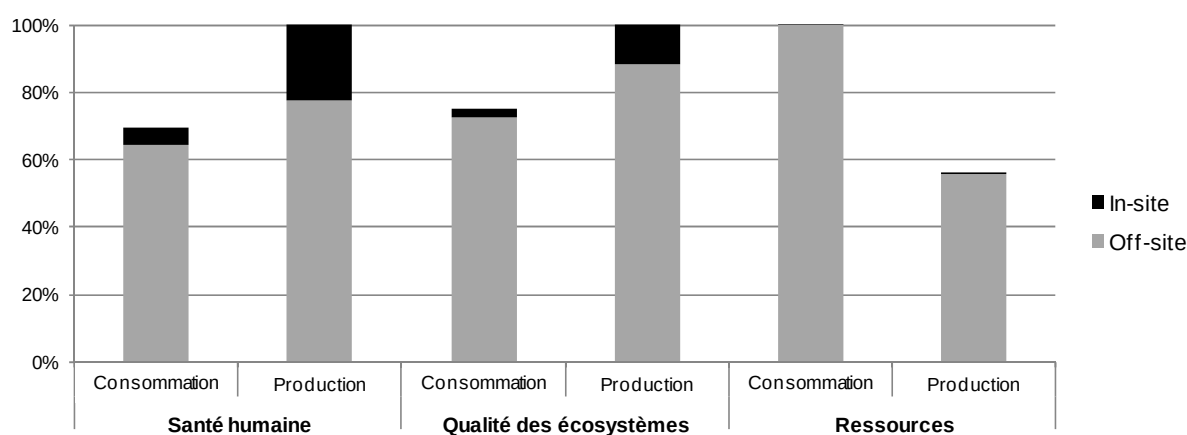


Figure 4-6 Impacts In-site et Off-site générés par les activités de consommation et de production localisées sur le territoire du bassin de Thau.

4.3.2.1 Contribution des catégories d'impacts aux dommages sur les aires de protection

Une analyse plus avancée des résultats permet de déterminer la contribution des catégories d'impacts midpoint aux dommages sur les aires de protection (cf. [Article C]). Les dommages sur la santé humaine sont essentiellement provoqués par les impacts en lien avec le changement climatique, la formation de particules et la toxicité humaine (par ordre d'importance). Les dommages sur la qualité des écosystèmes sont quant à eux générés principalement par l'occupation des terres (agricoles), le changement climatique et l'écotoxicité terrestre (cette dernière observation est uniquement valable pour les impacts en lien avec les activités de production) pour les effets « off-site » et par le changement climatique pour les effets « in-site ».

Ces résultats ont été quantifiés par la méthode de caractérisation ReCiPe. Il semble intéressant de tester leur robustesse vis-à-vis de la méthode d'évaluation des impacts utilisée. Pour cela, l'ensemble des impacts a été caractérisé à nouveau en utilisant la méthode de caractérisation

Impact World+¹¹ récemment mise au point par le CIRAIG, l'Université Technologique du Danemark (DTU), l'université du Michigan et Quantis. La comparaison des résultats des impacts quantifiés par les deux méthodes est d'autant plus intéressante qu'elle est effectuée sur une grande diversité d'activités humaines, et prend donc en considération un nombre important de flux environnementaux.

Concernant les dommages sur la santé humaine, la Figure 4-7 montre que les valeurs des impacts quantifiés par Impact World+ sont plus élevées que celles quantifiées par ReCiPe, et ce même pour les impacts quantifiés à partir de la même méthodologie comme c'est le cas pour le changement climatique. Pour ce dernier, les divergences peuvent être expliquées par des choix d'hypothèses différents (tels que l'horizon temporel). Concernant les contributions des impacts aux dommages, le changement climatique, la formation de particules et la toxicité humaine (divisée en plusieurs catégories comprenant les effets des carcinogènes et des non carcinogènes) sont toujours d'importants contributeurs lorsqu'ils sont quantifiés par la méthode Impact World+.

La Figure 4-7 montre également que l'utilisation de la ressource en eau, une catégorie d'impact non prise en compte dans ReCiPe, contribue de manière non négligeable aux dommages sur la santé humaine. Il est toutefois important de nuancer cette dernière observation, car l'inventaire de l'utilisation des ressources en eau est issu en grande majorité de la base de données Ecoinvent® qui comptabilise l'eau prélevée, et non l'eau réellement consommée (qui correspond à des volumes beaucoup plus faibles), ce qui peut conduire à une surestimation des résultats.

En ce qui concerne les dommages sur la qualité des écosystèmes (cf. [Article C]), la comparaison des résultats montre que le changement climatique et l'occupation des terres sont d'importants contributeurs lorsqu'ils sont caractérisés par les deux méthodes. Dans Impact World+, une nouvelle catégorie d'impact quantifiant l'effet de l'acidification des océans apporte également une contribution importante aux dommages sur la qualité des écosystèmes.

En conclusion, la comparaison des résultats d'impacts quantifiés par deux méthodes différentes (ReCiPe et Impact World+) montre que lorsque les mêmes chaînes de causalité sont prises en compte dans les deux méthodes, les mêmes catégories d'impacts sont identifiées comme étant les principales contributrices aux dommages sur la santé humaine et la qualité des écosystèmes. En revanche, l'intégration de nouvelles chaînes de causalité

¹¹ <http://www.impactworldplus.org/en/index.php>

considérant de nouveaux impacts, comme l'utilisation des ressources en eau ou de l'acidification des océans, peut faire ressortir de nouvelles contributions significatives.

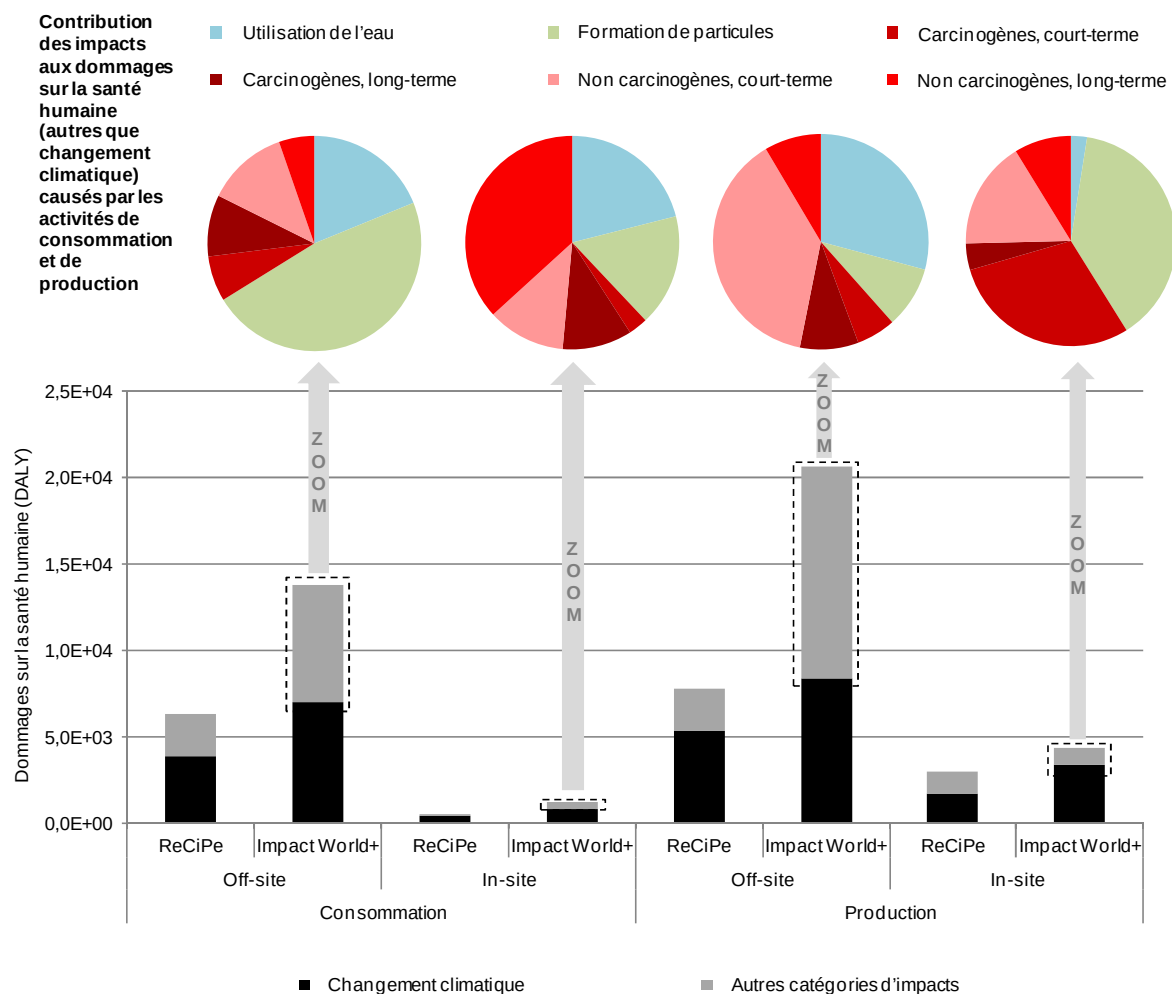


Figure 4-7 Identification des principaux impacts contribuant aux dommages sur la santé humaine avec la méthode Impacts World+ et comparaison des valeurs avec ReCiPe.

4.3.2.2 Identification des principales activités impactantes

La dernière étape de l'analyse des résultats consiste à « remonter » les chaînes de causalité afin de déterminer les activités les plus impactantes. Elle s'intéresse plus spécifiquement aux activités qui contribuent aux principales catégories d'impacts midpoint (cf. [Article C]). En règle générale, les activités de production les plus impactantes sont les industries manufacturières (ICPE et autres industries). Côté consommation, ce sont les importations de nourriture, biens et services qui contribuent le plus aux effets « off-site », et le transport et le logement pour les effets « in-site ». D'autres activités, comme la gestion des déchets, peuvent également être d'importants contributeurs pour une seule catégorie d'impact, ici l'effet « in-site » sur la toxicité humaine.

Toutefois, il est nécessaire d'apporter certaines précautions dans l'interprétation de ces résultats, et ce plus particulièrement pour les activités dont la collecte de données est basée sur l'utilisation des tableaux entrées-sorties issus de la base de données US IO, c'est-à-dire les activités de consommation de nourriture, biens et services, et les industries manufacturières autres que les ICPE. C'est ce que nous proposons dans la discussion suivante.

4.3.3 Pertinence des ACV-EIO et compatibilité avec les ACV des processus

Le choix de modéliser les impacts des industries manufacturières par des ACV-EIO est contestable pour diverses raisons explicitées en détails dans [Article C], et qui peuvent être résumées en trois principaux points. En premier lieu, l'ACV-EIO n'est pas adaptée pour modéliser tout type de systèmes, et ce pour des questions d'agrégation des produits. Les secteurs économiques étudiés dans les tableaux entrées-sorties sont en général très agrégés et regroupent des catégories de produits trop hétérogènes pour pouvoir représenter de manière fiable une activité industrielle donnée. L'utilisation d'ACV-EIO est donc recommandée pour l'étude de systèmes dits « méso » d'un point de vue économique, c'est-à-dire l'étude d'un secteur industriel, des ménages, ou d'un consommateur « moyen » (Wiedmann et al., 2009b). Pour l'étude des impacts de la consommation des ménages, elle est jugée pertinente d'un point de vue conceptuel et opérationnel (Tukker et al., 2006). Cependant, les choses ne sont pas aussi bien établies lorsqu'il s'agit d'étudier un secteur industriel. Tout dépend de la taille du secteur analysé et du degré d'homogénéité des produits regroupés au sein d'un même secteur industriel. L'approche ACV-EIO peut être mobilisée pour obtenir une première idée des impacts d'un secteur industriel, mais une étude plus détaillée est fortement recommandée par la suite en ciblant les efforts de collecte sur les enjeux identifiés lors de la première ACV (Mattila et al., 2010; Suh et Huppes, 2002).

En second lieu, le choix de la base de données US IO 1998, justifié par son importante couverture en termes de flux environnementaux et son niveau élevé de désagrégation des secteurs économiques, constitue également une limite en termes de représentativité géographique et temporelle. Une première amélioration consisterait à adapter la matrice technologique à l'économie européenne, et à modifier certains flux environnementaux en relation avec les secteurs agricoles et énergétiques comme ce qui est proposé par Tukker et al. (2006) dans la version commerciale « E3IOT »¹².

¹² <http://cml.leiden.edu/software/data-e3iot.html>

Enfin, la comparaison de résultats issus d'ACV des processus et d'ACV-EIO au sein d'une même étude doit être menée avec prudence. Contrairement aux ACV-EIO, les résultats des ACV des processus sont presque systématiquement tronqués (d'où une sous-estimation des impacts), et ce particulièrement pour la prise en compte des capitaux (stocks de ressources notamment financières) (Mongelli et al., 2005).

Au vu des limitations dues à l'emploi des tableaux entrées-sorties et de la base de données US IO, les résultats de l'ACV territoriale permettent pour le moment uniquement d'identifier les activités potentiellement impactantes. Des études complémentaires sont nécessaires pour mieux évaluer les contributions de ces activités aux impacts environnementaux (sur la base par exemple de données supplémentaires sur leur type de production) et pouvoir classer les activités entre elles.

4.4 Approche exploratoire du couplage entre ACV territoriale et outils SIG

Par définition même, le territoire est un objet spatialisé. Le recours à des outils SIG (Système d'Information Géographique) a donc tout son sens pour étudier ce type de système (Schmitt, 2013; Thériault et Prélaz-Droux, 2011). Plus particulièrement, le ministère de l'Ecologie recommande de « territorialiser » les enjeux identifiés au cours de l'état initial de l'environnement réalisé dans le cadre d'un SCoT afin de tenir compte des spécificités locales du territoire (MEDDTL, 2011b). Nous avons donc exploré l'intérêt de coupler ACV territoriale et SIG, en limitant dans un premier temps les travaux à la représentation des résultats de l'ACV territoriale sous forme cartographique. Ces travaux ont été réalisés en deux grandes étapes. Dans un premier temps, des données SIG contenant à la fois des informations sur la localisation des activités et sur leurs impacts environnementaux potentiels ont été produites. Ces données SIG ont par la suite été traitées afin de proposer des modes de représentation cartographique des résultats, et de prendre en compte des informations spatiales sur les caractéristiques des milieux récepteurs.

4.4.1 Production des données SIG

Pour chaque activité humaine étudiée dans le cas d'étude, il a fallu acquérir les données permettant de les géolocaliser, ce qui a mobilisé de nombreuses sources d'information, décrites au Tableau 4-2. En fonction des activités étudiées, les données portent sur des classes d'objets géographiques (surfiques, linéaires ou ponctuels) décrits à des échelles variables. Par exemple, les activités agricoles sont localisées à l'échelle de la parcelle, alors que les

industries manufacturières sont localisées à l'échelle du périmètre d'une zone d'activités (la localisation exacte d'une industrie au sein de cette zone n'est pas connue).

Activités	Sources de données	Objets géographiques
Consommation habitants	Cadastre / DREAL LR / étude d'occupation du sol (MTD) / IGN	Bâti résidentiel / sites (traitement des déchets et des eaux usées) / routes
Consommation touristes	Cadastre / IGN / DREAL LR / étude d'occupation du sol (MTD)	Bâti résidentiel / sites (traitement des déchets et des eaux usées) / IRIS
Agriculture	RPG 2010 / étude d'occupation du sol (MTD)	Parcelles agricoles
Pêche / Aquaculture	Natura 2000 / étude d'occupation du sol (MTD)	Parcelles d'aquaculture / lagune de Thau / front de mer
Carrières	DREAL LR	Sites
Industries manufacturières	IGN / DREAL LR	Zones d'activité / Sites ICPE
Construction	PLU	Zones à urbaniser
Énergie	DREAL LR	Sites / zones de développement éolien
Gestion de la fin de vie	DREAL LR / étude d'occupation du sol (MTD)	Sites (traitement des déchets et des eaux usées)
Services présents	IGN	IRIS
Services non présents	IGN	IRIS (regroupés par communes)
Transport et entreposage	Etude d'occupation du sol (MTD) / OpenStreetMap / DREAL LR	Routes / rails / port de Sète / sites ICPE

Tableau 4-2 Sources de données et objets géographiques des activités à localiser sur le territoire du bassin de Thau
(DREAL LR = Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement du Languedoc Roussillon, MTD = Maison de la télédétection, IGN = Institut National de l'Information Géographique et Forestière, RGP = Registre Parcellaire Graphique, PLU = Plan Local d'Urbanisme, IRIS = Ilots Regroupés pour l'Information Statistique).

Des traitements ont été effectués sur les données géolocalisées pour faire correspondre les objets géographiques aux différentes entités étudiées dans l'inventaire du cycle de vie des activités de production et de consommation (Combeau, 2013). A titre d'exemple, les données d'inventaire du cycle de vie pour les activités de consommation de denrées alimentaires, biens et services correspondent à la consommation d'un habitant sur une année. D'un autre côté, il existe uniquement des données géolocalisées sur les bâtiments résidentiels. Il a donc été

nécessaire de répartir les habitants dans l'ensemble des bâtiments résidentiels. Une fois cette correspondance établie, des données sur les impacts environnementaux sont alors ajoutées comme attributs supplémentaires attachés aux objets géographiques. Ceci a permis de disposer d'une nouvelle couche de données associant la localisation des activités et leurs impacts environnementaux potentiels. La production de ces données spatialisées a été réalisée sous le logiciel libre de SIG QGIS.

4.4.2 Production de représentations cartographiques

De manière générale, représenter les phénomènes territoriaux sous une forme spatiale permet de faciliter ou d'enrichir leur interprétation par le chercheur ou l'expert, d'aider les gestionnaires à prendre des décisions, ou encore de proposer des supports de communication et de médiation auprès de différents publics (Kingston, 2007; Lardon et al., 2001). Plus spécifiquement, l'utilisation des outils SIG dans les évaluations environnementales de territoires contribue à augmenter l'objectivité et la précision de l'analyse, en améliorant à la fois la compréhension des enjeux environnementaux et d'aménagement, et la diffusion de l'information (González et al., 2011). Dans ce sens, nous avons mis en œuvre le couplage ACV / SIG dans l'objectif de créer un support analytique supplémentaire lors de l'interprétation des résultats d'ACV territoriale. La finalité n'était pas de faire une étude exhaustive, mais d'ouvrir des perspectives de développement, à partir de l'analyse de quelques applications.

A partir des données spatialisées produites précédemment, différents types de représentations cartographiques ont été produits à l'aide du logiciel ArcGIS. Des cartes ont été élaborées à l'échelle du territoire complet afin de donner une vision globale des enjeux sur un territoire sur une thématique donnée. Par exemple, la Figure 4-8 représente les impacts potentiels de l'enjeu lié au changement climatique.

Il est ainsi possible de localiser très facilement les sources d'émissions de gaz à effet de serre sur le territoire et d'identifier les secteurs d'activités provoquant ces émissions : il s'agit des activités de la zone industrialo-portuaire située sur les communes de Sète et Frontignan ainsi que l'ensemble des activités localisées dans les zones urbaines.

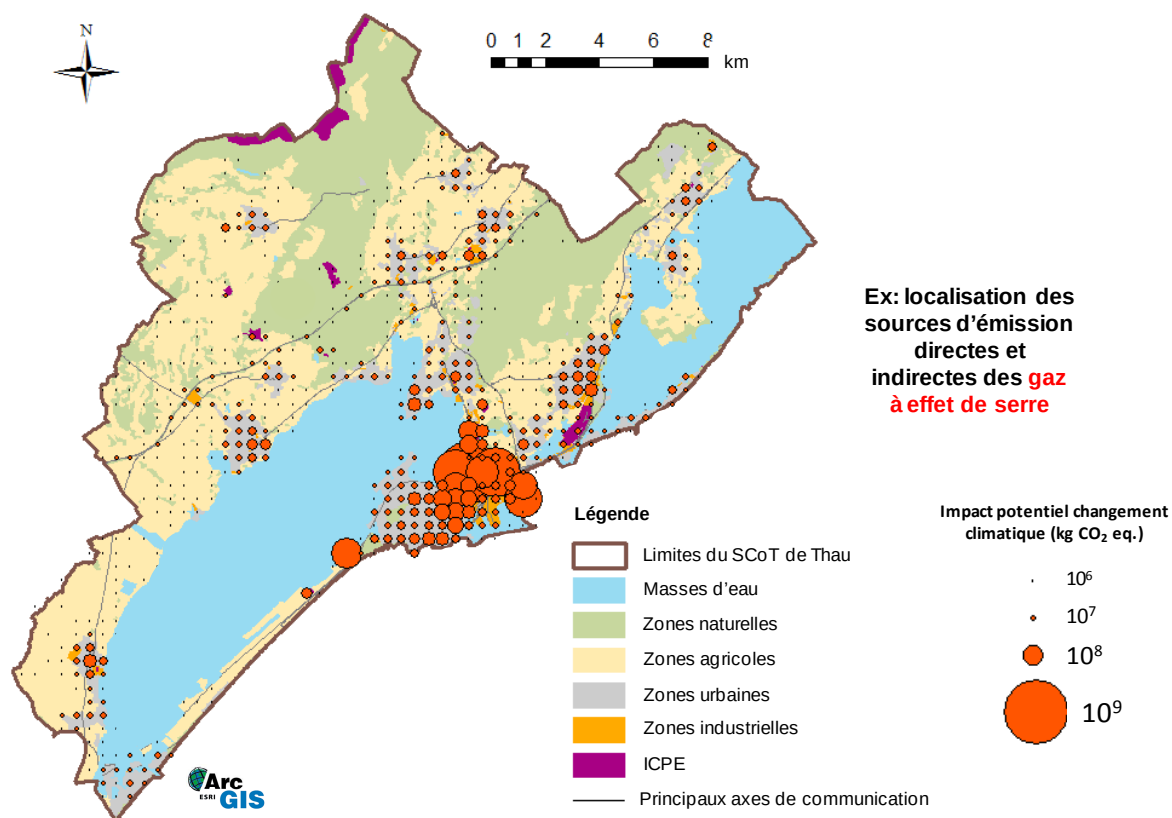


Figure 4-8 Localisation des sources d'émissions directes et indirectes de gaz à effet de serre sur l'ensemble du territoire du Bassin de Thau.

Zoomer sur des zones plus précises du territoire d'étude permet d'obtenir des informations plus détaillées sur certains phénomènes. Par exemple, le zoom réalisé en Figure 4-9 renseigne sur l'activité à l'origine des émissions directes et indirectes de gaz à effet de serre. De plus, si plusieurs activités particulièrement impactantes sont localisées sur une même zone, comme c'est le cas dans la Figure 4-9, il est possible de comparer directement leurs contributions respectives.

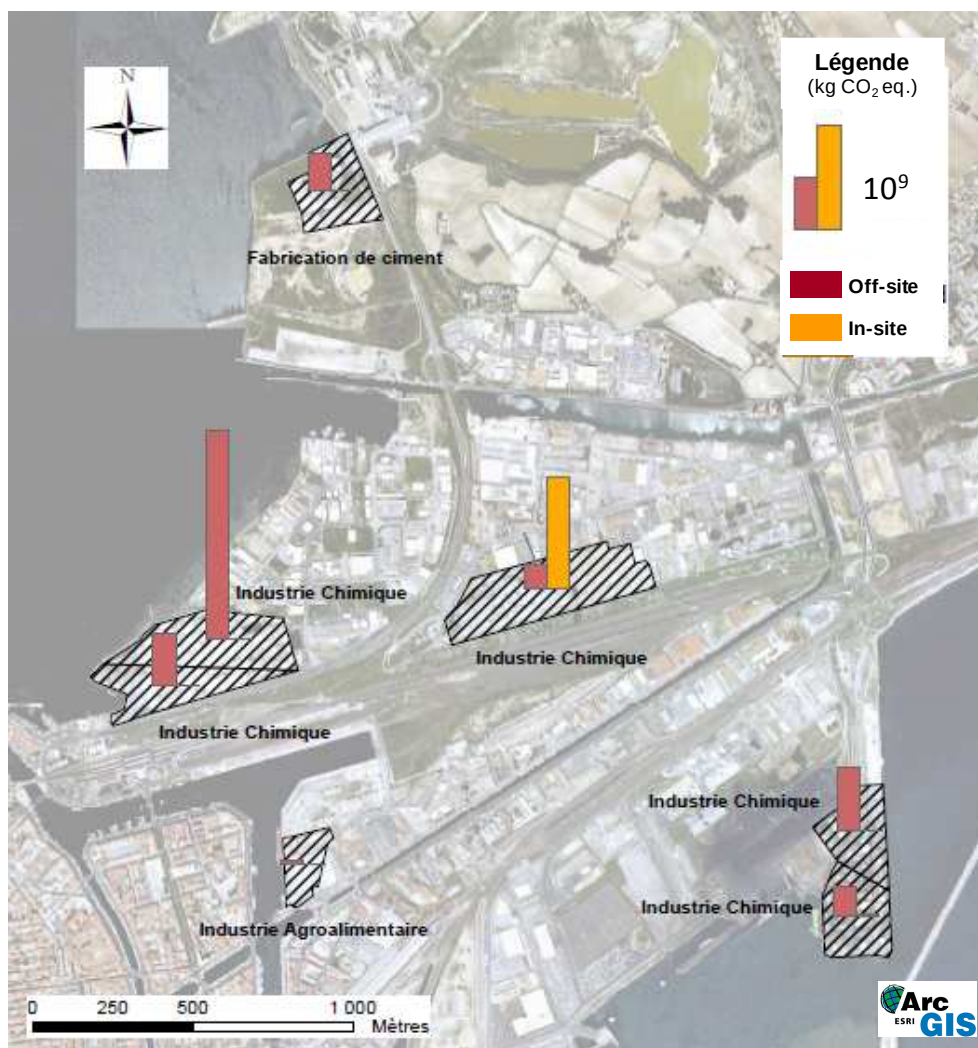


Figure 4-9 Comparaison des impacts sur le changement climatique générés par différentes ICPE localisées au sein d'un même périmètre.

Ces deux premières cartes apportent des éléments d'interprétation supplémentaires aux résultats d'ACV territoriale en mettant en évidence que les émissions de substances polluantes vers l'environnement sont concentrées sur certaines zones bien délimitées spatialement. Ce constat a son importance dans l'évaluation des impacts régionaux / locaux en ACV. En effet, leurs impacts diffèrent selon la sensibilité et de la vulnérabilité des milieux récepteurs, c'est-à-dire des conditions locales des zones d'émissions. Par conséquent, une analyse approfondie des impacts régionaux / locaux « in-site » est nécessaire. Il s'agira de prendre en considération les informations géolocalisées sur la vulnérabilité des milieux récepteurs pour mieux évaluer les impacts probables (et non plus potentiels) dans les catégories d'impacts régionaux ou locaux. C'est un deuxième usage du couplage ACV / SIG.

Prenons, à titre d'exemple, les impacts engendrés par les émissions de particules fines, enjeu majeur pour la santé humaine (IARC, 2013). Humbert (2009) a montré que ces impacts

dépendent fortement de 3 paramètres qui sont la densité de population aux alentours du point d'émission, la hauteur à laquelle sont émises les particules et les conditions météorologiques (vitesse du vent, température). Deux de ces paramètres (densité de population et conditions météorologiques) sont des caractéristiques du milieu récepteur, et ont une distribution dans l'espace. Il serait donc intéressant de croiser des données spatialisées pour ces deux paramètres avec les données sur la localisation des zones d'émissions directes de particules fines. La Figure 4-10 illustre ce type d'approche en montrant la superposition spatiale des sources d'émissions de particules fines avec la densité de population.

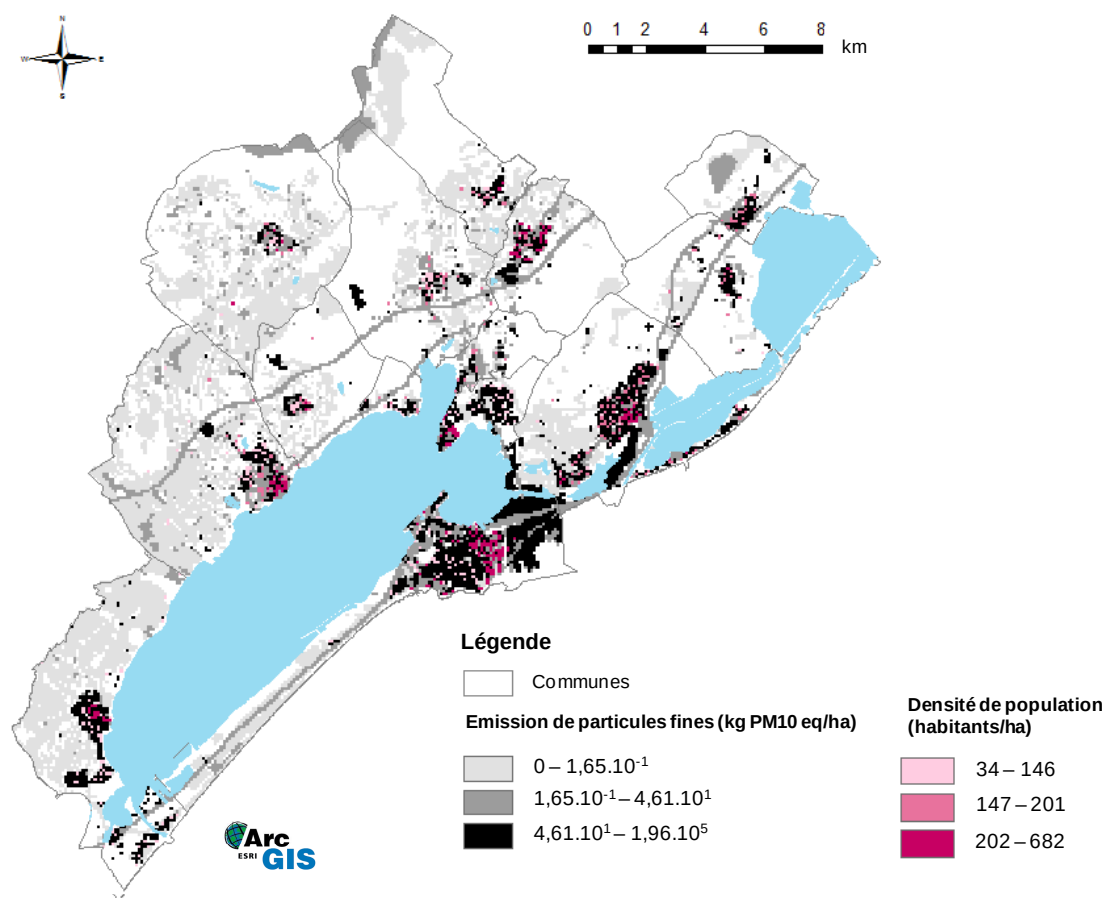


Figure 4-10 Carte présentant des informations sur la localisation des sources d'émissions de particules fines et la densité de population potentiellement exposée.

Pour aller plus loin dans l'analyse de ces données, en exploitant les fonctionnalités d'analyse spatiale des SIG, la couche de densité de population a été croisée avec celle des valeurs d'émissions de particules fines dans l'atmosphère (cf. Figure 4-11). Ce traitement permet de localiser sur le territoire les zones à enjeux (i.e., « à risque ») en termes de santé publique, là où les valeurs des deux paramètres (densité et émission) sont élevées. L'exemple de la Figure 4-11 montre bien que toutes les parties du territoire ne sont pas concernées de la même

manière par les émissions de substances polluantes, et que l'intégration dans la quantification des impacts de paramètres locaux tels que a minima la présence de populations cibles (par exemple : population humaine dans le cas de la quantification de l'impact toxicologie, ou proximité des écosystèmes aquatiques pour l'écotoxicologie en eau douce) contribuerait à mieux rendre compte de la sensibilité et vulnérabilité du milieu naturel et des populations hébergées sur le territoire. Ce constat s'applique à toutes les catégories d'impacts dits régionaux ou locaux, comme l'eutrophisation, la toxicité humaine ou l'écotoxicité (Owens, 1997). Pour ces catégories d'impacts, il a en effet été montré que les spécificités du lieu d'émission peuvent influencer de manière significative les valeurs prises par les facteurs de caractérisation (Potting and Hauschild, 2006). Des travaux supplémentaires devraient être engagés pour caractériser plus finement les impacts « in-site » régionaux et locaux via des approches « site-dependent » et « site-specific » (cf. section 2.3.4).

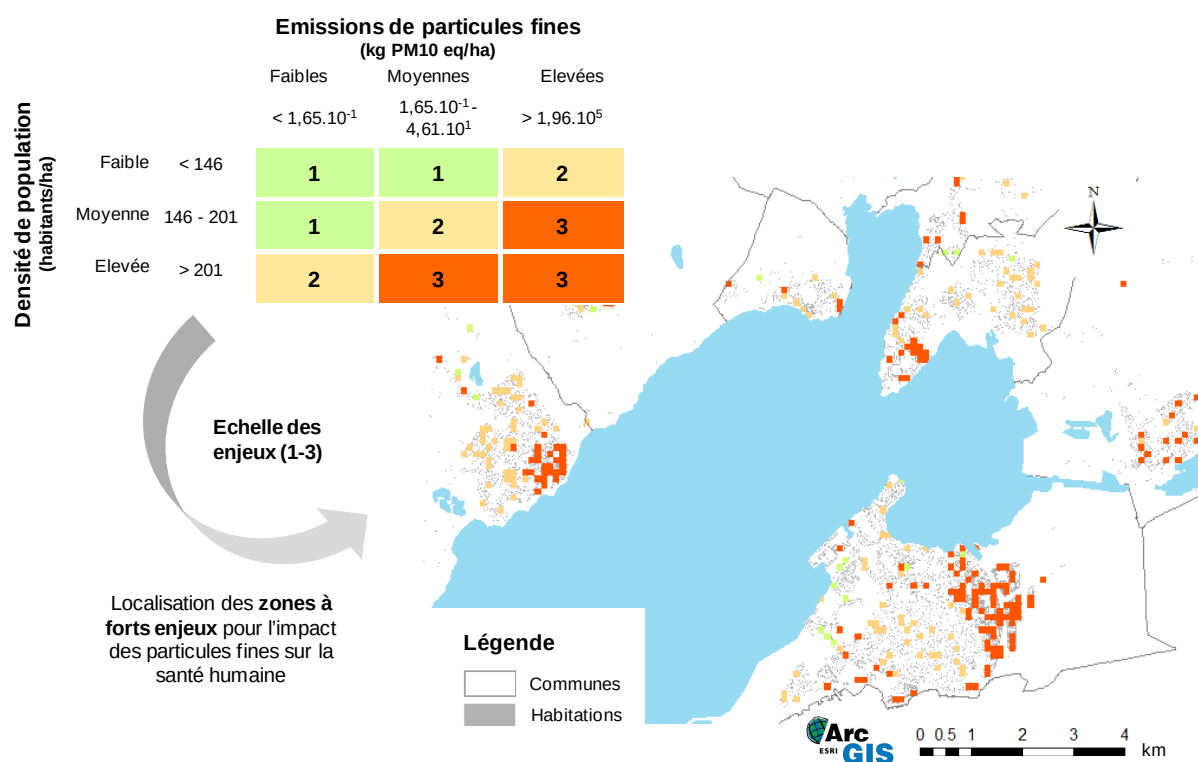


Figure 4-11 Localisation des zones à forts enjeux pour l'impact des particules fines sur la santé humaine (i.e., zones croisant des émissions de particules importantes avec une forte densité de population).

4.4.3 Conclusion couplage ACV/SIG

Les travaux exploratoires effectués dans le cadre de la thèse sur le couplage ACV / SIG permettent d'apercevoir les potentialités offertes par ces deux outils. En effet, en localisant précisément les activités à l'origine des flux environnementaux, ce couplage permet d'affiner la compréhension des enjeux environnementaux, en mettant en évidence que les émissions de

substances ne sont pas homogènes sur l'ensemble du territoire étudié. Cette première étape ouvre des perspectives d'approfondissement dans la caractérisation des impacts. L'intégration des informations spatialisées sur la sensibilité des milieux environnants permettrait de quantifier plus finement les risques pour les populations cibles (faune, flore, ou population humaine) (Bartolozzi et al., 2007). De plus, des données spatialisées sur les paramètres météorologiques (température, taux de précipitations, vitesse du vent), topographiques (pentes, occupations des sols) ou hydrologiques (localisation des masses d'eau, profondeur des nappes) permettraient de mieux estimer les facteurs de devenir et d'exposition en lien avec les émissions de substances (Manneh, 2011).

Enfin, les outils SIG favorisent la compréhension des résultats des études de systèmes complexes et leur appropriation par le public (Lahr et Kooistra, 2010), il serait donc intéressant de présenter ces premiers essais de couplage auprès des gestionnaires et autres acteurs du territoire afin de recueillir leurs avis sur l'intérêt d'un tel couplage, et d'évaluer sa pertinence dans un contexte opérationnel de planification et d'aménagement du territoire.

4.5 Conclusion et perspectives

Ce chapitre avait pour principal objectif de mettre en œuvre l'ACV territoriale sur un cas d'étude réel afin de tester son applicabilité dans la réalisation d'un diagnostic environnemental. Cette première mise en œuvre sur le territoire du bassin de Thau a démontré la faisabilité de la démarche en termes de temps de collecte (environ 3-4 mois pour une personne seule) et de disponibilité de la plupart des données (dans un contexte français). L'ensemble des informations sur les descripteurs d'activités ont pu être recueillies à partir de documents publics (données statistiques, rapports d'activités, documents administratifs) consultables sur internet. Les données d'inventaire du cycle de vie proviennent essentiellement de bases de données payantes, indispensables à tout praticien ACV (base de données Ecoinvent®, ou US IO 1998). Cependant, certaines données sont manquantes et des stratégies ont dû être mises en œuvre afin de pallier l'absence d'information. Concernant l'étape d'inventaire du cycle de vie, ces stratégies reposent en grande partie sur l'utilisation d'ACV-EIO réalisées à partir de la base de données US IO 1998. Or, l'utilisation d'ACV-EIO peut poser des difficultés car d'une part, elle mobilise une base de données US, moyennement représentative du mode de consommation et de production français, et d'autre part, la compatibilité avec des résultats issus d'ACV des processus n'est pas assurée du fait de la différence des critères de troncature. Du fait de ce problème de compatibilité, l'analyse des

contributions des activités aux impacts doit être réalisée avec précaution. En toute rigueur, seule l'identification des activités impactantes peut être réalisée sans toutefois pouvoir classer ces activités entre elles.

Par ailleurs, la représentation du territoire est actuellement basée sur une séparation entre les activités de consommation et les activités de production. Les flux économiques (biens, services) et environnementaux échangés entre ces activités, appelés flux « intra-territoriaux », n'ont pas été comptabilisés dans l'inventaire. En prenant le parti d'agréger les impacts environnementaux de toutes les activités sans tenir compte des interactions pouvant exister entre elles, les impacts environnementaux ainsi quantifiés pour l'ensemble du territoire sont potentiellement surestimés. Une modélisation plus fine des échanges ayant lieu entre les activités du territoire devrait être réalisée afin d'éviter ces problèmes de double-comptage.

Au-delà du fait qu'elle permet d'identifier les activités les plus impactantes tant sur le territoire que sur le reste du monde, l'ACV territoriale propose de déterminer les principaux enjeux environnementaux (impacts environnementaux contribuant de manière significative aux dommages sur les trois aires de protection) sur la base de paramètres biophysiques. La robustesse de ces résultats par rapport à la méthode de caractérisation des impacts (ReCiPe ou Impact World+) a été testée. La comparaison des résultats d'impacts quantifiés par les deux approches montre que, lorsque les mêmes chaînes de causalité sont prises en compte dans les deux approches, les mêmes catégories d'impacts ont été identifiées comme significativement impactantes. Toutefois, la méthode Impact World+ propose de quantifier de nouvelles catégories d'impacts en lien avec de nouvelles chaînes de causalité, comme l'utilisation des ressources en eau ou l'acidification des océans. Les résultats d'impacts montrent que ces processus contribuent de manière significative aux dommages sur la santé humaine et sur la qualité des écosystèmes (respectivement), et mettent en avant la nécessité d'avoir une vision exhaustive de l'ensemble des processus environnementaux lors de la quantification des impacts.

Une première approche de couplage entre l'ACV territoriale et les outils SIG a été proposée dans ce chapitre. L'exploitation des résultats par des outils SIG permet de produire des outils d'analyse supplémentaire pour l'interprétation des résultats, en mettant en évidence les origines des émissions de substances polluantes. De plus, pour les impacts « in-site » régionaux / locaux, le couplage ACV/ SIG offre la possibilité de tenir compte de la vulnérabilité du milieu impacté dans le calcul d'impact et ainsi d'obtenir des résultats plus pertinents. Au-delà d'apporter des éléments supplémentaires à l'analyse, la cartographie peut

constituer un support pour la prise de décisions (choix d'aménagement), mais aussi pour la communication. Pour aller au bout de la démarche, il faudra présenter ces résultats auprès des parties prenantes du territoire de Thau.

En résumé, ce chapitre a étudié l'applicabilité du cadre méthodologique de l'ACV territoriale vis-à-vis de la réalisation d'un diagnostic environnemental d'un territoire dans sa globalité. Il s'agit là d'une des deux principales finalités de la démarche développée dans le cadre de ces travaux de thèse. Le prochain chapitre, le chapitre 5, s'attache à étudier la deuxième finalité de la démarche, à savoir la comparaison de scénarios d'aménagement prospectifs.

CHAPITRE 5 : L'ACV territoriale comme outil d'aide à la décision dans la comparaison de scénarios d'aménagement prospectifs

SOMMAIRE

5.1 Construction de scénarios prospectifs sur le territoire du bassin de Thau	71
5.1.1 Quelques éléments méthodologiques de prospective territoriale	71
5.1.2 Représentation du système et identification des variables clés	73
5.1.3 Evolution possible des variables clés	75
5.1.4 Croisement des variables clés et proposition de scénarios prospectifs	76
5.1.5 Conclusion	77
5.2 Mise en œuvre de l'ACV territoriale sur les 3 scénarios d'aménagement	77
5.2.1 Collecte de données	77
5.2.2 Choix et comparaison des fonctions du territoire apportés par les trois scénarios prospectifs	78
5.2.3 Comparaison des impacts environnementaux des trois scénarios prospectifs	80
5.3 Vers une meilleure lisibilité des résultats d'ACV : les indicateurs d'éco-efficacité	81
5.3.1 Eco-efficacité des activités de consommation	82
5.3.2 Eco-efficacité des activités de production	83
5.4 Conclusion et perspectives	84

Le cadre méthodologique de l'ACV territoriale a été conçu afin de répondre à deux enjeux majeurs en lien avec l'aménagement des territoires. Le premier enjeu, développé dans le chapitre 4, s'intéresse à la réalisation d'un diagnostic environnemental d'un territoire. Le second enjeu qui fait l'objet du chapitre 5 concerne l'élaboration d'un outil permettant de comparer les impacts environnementaux potentiellement générés par différents scénarios d'aménagement prospectifs. Afin de montrer les apports et les limites du cadre méthodologique développé dans cette thèse pour la comparaison de scénarios, l'ACV territoriale a été mise en œuvre sur 3 scénarios prospectifs à l'échelle du territoire du Bassin de Thau. Au préalable, ces scénarios simplifiés ont dû être construits sur les bases méthodologiques développées en prospective territoriale. L'enjeu n'est pas la plausibilité des scénarios mais l'analyse de la façon dont on peut comparer de tels scénarios grâce à l'ACV territoriale. Suite à l'analyse des résultats, une discussion sur les perspectives offertes par l'ACV territoriale en termes de comparaison de scénarios d'aménagement, basées sur la quantification d'indicateurs d'éco-efficacité, est proposée.

5.1 Construction de scénarios prospectifs sur le territoire du bassin de Thau

5.1.1 Quelques éléments méthodologiques de prospective territoriale

L'aménagement du territoire a pour première vocation d'organiser et de distribuer l'ensemble des activités humaines, leurs équipements et leurs infrastructures de communication, sur une zone géographique donnée (Casanova, 2010). Depuis les années 1980, le concept d'aménagement du territoire a évolué vers celui de politique de développement local, avec la poursuite de la décentralisation et l'avènement des Pays, puis des intercommunalités institutionnelles à la fin des années 1990. De nouveaux instruments de planification stratégique voient le jour à l'échelon régional (SRADDT – Schéma Régional d'Aménagement et de Développement Durable du Territoire), intercommunal (SCoT) et communal (PLU – Plan Local d'Urbanisme), et passent par l'élaboration de projets de territoire respectant les principes du développement durable (Geppert, 2008), et faisant de plus en plus appel à la prospective territoriale (Casanova, 2010). Une définition de cette dernière est proposée par Loinger et Spohr (2004) : « La prospective des territoires a pour objet l'élaboration de visions, de perspectives et d'orientations concernant le devenir d'un territoire et de ses habitants pour éclairer et pour permettre des prises de position et des options stratégiques, dans les cas les plus complexes, un projet de territoire ». Dans la procédure du SCoT, la prospective intervient généralement entre les phases de diagnostic et d'identification des enjeux prioritaires et celle du choix d'axes stratégiques de développement déclinés ensuite en programme d'actions concrètes.

Dans la pratique, il existe une grande variété de méthodes et d'outils pouvant être mobilisés en prospective territoriale, parmi lesquels la méthode des scénarios est certainement la plus utilisée (Fourny et Denizot, 2007). Il s'agit de définir pour le territoire dans son ensemble des scénarios dits exploratoires « qui décrivent à partir d'une situation présente et des tendances qui prévalent, une suite d'événements conduisant d'une façon logique (nécessaire) à un futur possible. En modifiant paramétriquement les hypothèses de travail qui concernent la constance ou la variation des éléments principaux du système étudié, on peut obtenir, à l'aide de ces scénarios, une série de futurs possibles, basés sur des appréciations diverses de révolution tendancielle du système » (Datar, 1975). La méthode des scénarios permet donc d'identifier les tendances lourdes qui transforment la société, l'économie, ou le territoire, et à les faire varier à l'extrême afin d'obtenir un certain nombre de scénarios contrastés (Lazzeri et Mouhoud, 2010), et ce sur le long terme (15, 20, 30 ans). La construction des scénarios repose

sur la mise en œuvre d'un travail collectif basé sur des échanges entre les parties prenantes en lien avec le territoire et peut être facilitée par des outils méthodologiques (Le Bourhis, 2012).

Même si la construction de scénarios prospectifs ne fait pas partie des objectifs de la thèse, il a été nécessaire d'en définir quelques-uns, certes fictifs mais plausibles, afin de pouvoir tester les apports de la méthodologie d'ACV territoriale à la comparaison de scénarios d'aménagement. Dans cet objectif, certains principes de la méthode développée par Godet (1997) et repris par Le Bourhis (2012) ont été adoptés et adaptés en fonction des contraintes de la thèse. Nous avons choisi de ne pas mettre en œuvre de concertation au cours de la thèse mais de nous appuyer sur des documents du SCOT de Thau élaborés par le SMTB en concertation avec les élus et les acteurs du territoire (SMTB, 2013a). Les scénarios prospectifs simplifiés étudiés dans ce chapitre ont été construits en suivant les trois grandes étapes présentées à la Figure 5-1.

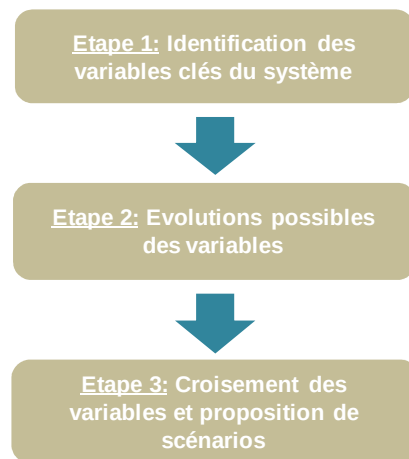


Figure 5-1 Méthode de construction des scénarios adoptée dans la thèse (adaptée de Godet (1997) et de Le Bourhis (2012)).

La première étape définit les variables clés du système. Une variable clé est une variable essentielle à l'évolution du système étudié (ici le territoire). Elles sont sélectionnées parmi l'ensemble des variables qui caractérisent le système. Les variables d'un système territoire peuvent être internes, c'est-à-dire maîtrisables par la gouvernance du territoire, comme les règles en matière d'urbanisme, et également externes, c'est-à-dire que la gouvernance du territoire les influence peu ou pas comme les facteurs socio-démographiques. Cette distinction entre variables internes et variables externes se rapproche de celle effectuée en ACV entre le système de premier plan et le système d'arrière-plan (Höjer et al., 2008). En toute rigueur, l'identification de l'ensemble des variables et la sélection des variables clés sont le fruit d'un processus de concertation entre acteurs locaux, et peuvent mobiliser l'analyse structurelle

(matrice des relations entre variables) décrite par Godet (1997). Cependant, ce travail est long et fastidieux (jusqu'à 6 à 8 mois de travail) (Le Bourhis, 2012), et n'a donc pas été réalisé au cours de cette thèse. Le choix des variables clés est basé sur la description du système territorial tel que présentée dans la section 4.2.1, et sur notre propre expertise. La deuxième étape spécifie les évolutions possibles des variables clés identifiées au préalable. Enfin, la dernière étape croise les différentes possibilités d'évolutions des variables clés afin de générer un ensemble de scénarios crédibles et contrastés. Il est toutefois nécessaire de tenir compte de certaines incompatibilités d'évolutions de variables au sein d'un scénario, ce qui réduit le nombre possible de scénarios générés. Chaque scénario ainsi construit peut être reformulé dans un récit qualitatif, qui déroule de manière synthétique l'évolution envisagée du territoire aboutissant à tel ou tel état à l'horizon visé (Creusat, 2005).

5.1.2 Représentation du système et identification des variables clés

A partir de la Figure 4-2 décrivant les activités humaines de consommation et de production présentes sur le territoire de Thau en 2010, il est possible de proposer une représentation du territoire basée sur trois catégories de variables que sont : (i) les descripteurs d'activités (basés sur des variables démographiques et économiques), (ii) les grands postes d'activités (basés sur des variables technologiques et politiques), (iii) et les ressources économiques (imports et exports) et naturelles (espaces, biomasse marine et granulats, minerais). Parmi ces variables, il est nécessaire de différencier celles qui ont une influence significative sur la construction de scénarios d'aménagement, et qui sont définies comme variables clé, de celles qui sont considérées comme invariables dans le cadre de cet exercice et qui sont appelées paramètres fixes. La Figure 5-2 illustre cette modélisation du territoire en décrivant les catégories de variables et les relations établies entre elles. Huit variables ont été identifiées comme étant « clés ». Six d'entre elles sont des variables externes liées à des facteurs démographiques (attractivité résidentielle pour les habitants et les touristes) et économiques (création d'emplois dans le secteur industriel, progression du trafic maritime, intensification de l'extraction de produits halieutiques, et extraction des minéraux). Les deux dernières sont des variables internes qui dépendent des choix directement faits par les aménageurs sur le territoire. Il s'agit des règles d'urbanisme pour la construction de nouveaux logements (étalement urbain ou densification) et de la décision de construire une zone d'activité logistique (servant de base arrière pour la zone portuaire de Sète). Ces deux points ont d'ailleurs été identifiés comme majeurs pour le projet d'aménagement et de développement durable (PADD) élaboré dans le cadre du SCoT du bassin de Thau (SMBT, 2013b). Les

autres variables présentées dans la Figure 5-2 sont des paramètres fixes (par exemple le panier de consommation moyen d'un habitant, ou le volume de production d'une industrie donnée par emploi). Les relations entre les variables clés et les paramètres fixes explicitées dans la Figure 5-2 sont à prendre en compte dans la construction de scénarios (à noter que le sens des flèches a son importance sur cette figure).

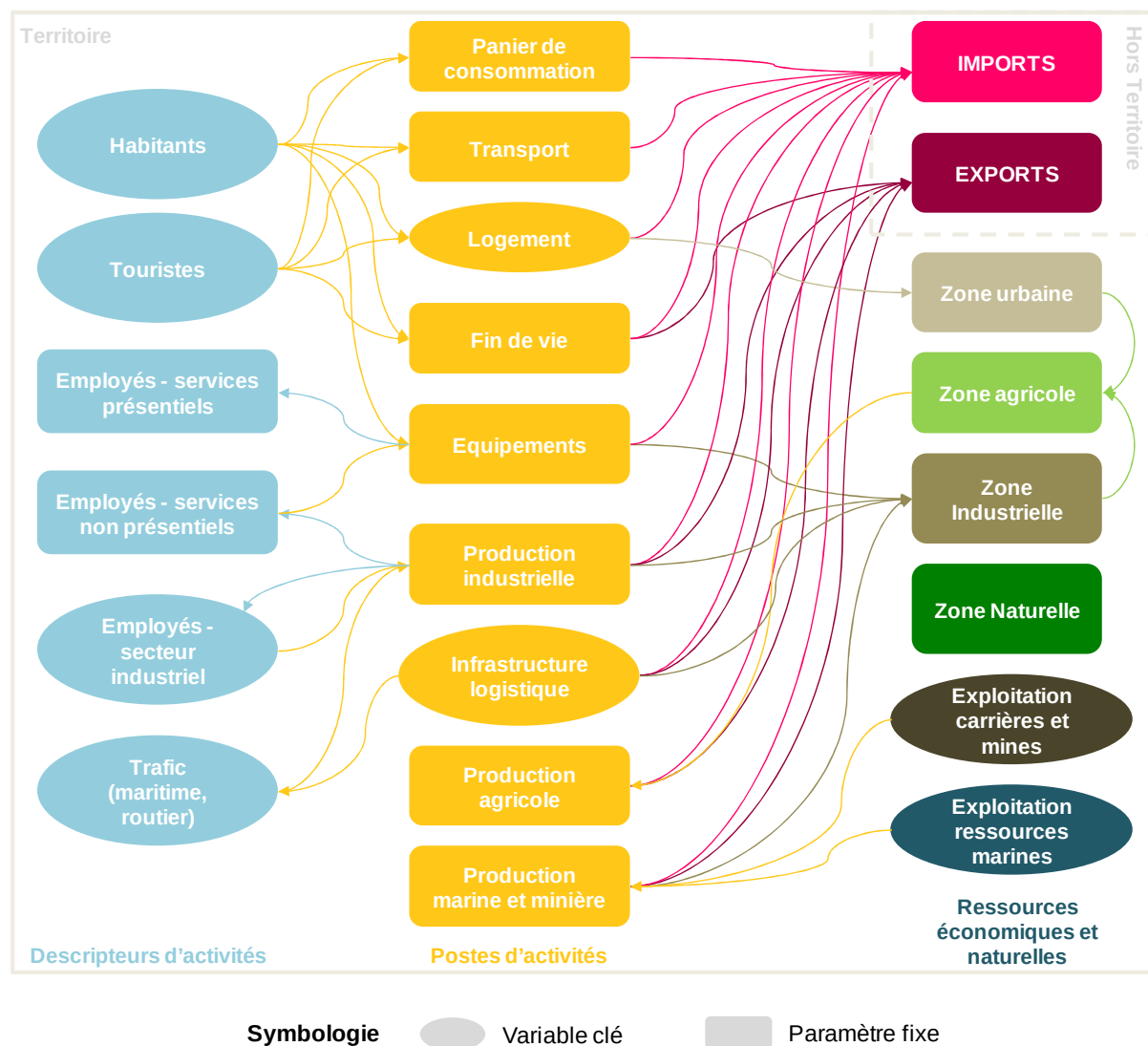


Figure 5-2 Identification des variables clé et des relations liant les descripteurs d'activité, les postes d'activité et la consommation des ressources économiques et naturelles.

A titre d'exemple, une hausse de la population accueillie sur le territoire a une influence directe sur les postes d'activités liés à la consommation de denrées alimentaires, de biens et de services, au logement, au transport et à la gestion des déchets et des eaux usées. Par ailleurs, une hausse de la population va avoir une répercussion positive sur les activités présentes (i.e., hausse de la demande en équipements, qui se répercute par une hausse des emplois dans le domaine des services présents). Cette demande supplémentaire en

logements et en équipements va augmenter la pression sur le foncier. L'hypothèse de travail retenue ici a été de faire porter cette pression sur les terres agricoles. Par conséquent, une augmentation du nombre de logements et d'équipements conduit à une diminution des terres agricoles.

Un deuxième exemple de relations existant entre les variables concerne les répercussions d'une hausse des variables clés économiques. Une augmentation du nombre d'emplois salariés dans le secteur de l'industrie va conduire à une augmentation de la production industrielle. Cette hausse va directement stimuler l'ensemble de l'économie non présente sur le territoire (comptables, juristes, sous-traitants, etc.). Par ailleurs, la décision d'implanter une zone logistique sur le territoire pourrait engendrer des retombées positives sur les niveaux des activités secondaires et tertiaires du Bassin de Thau. Une augmentation de l'activité économique entraîne automatiquement une augmentation de la consommation d'espace, qui se fera au détriment des terres agricoles.

En conclusion, dans la représentation du système territorial proposée, l'hypothèse a été posée de faire porter la pression foncière exercée par les activités de consommation, et de production autres que l'agriculture sur les terres agricoles, qui verront leurs surfaces diminuer. En gardant les rendements agricoles constants, cette diminution des surfaces agricoles aura un impact direct sur la production agricole du territoire.

5.1.3 Evolution possible des variables clés

Le SCoT du Bassin de Thau a une durée d'application de 20 ans. L'horizon temporel d'évolution des variables est donc 2030. Pour chacune des variables clés identifiées lors de l'étape précédente, le Tableau 5-1 propose trois possibilités d'évolution (excepté pour l'implantation de la zone logistique).

La première possibilité d'évolution consiste à suivre les tendances passées en maintenant pour la variable concernée la même évolution pour les 20 prochaines années que celle des 20 dernières années. La deuxième possibilité d'évolution est de prévoir une valeur de la variable plus élevée par rapport à la valeur tendancielle (par exemple, augmentation de la population ou de l'exploitation des ressources) alors que la troisième possibilité d'évolution envisage, au contraire, une valeur plus faible.

VARIABLES CLES ↓	Scénario 1 : « Thau, au fil de l'eau »	Scénario 2 : « Thau, une nouvelle ère industrielle »	Scénario 3 : « Thau, tourné vers l'économie résidentielle »
Nombre d'habitants	Evolution tendancielle ^a (sur 20 ans) : +1,35%/an	Faible attractivité du territoire : +0,5%/an	Forte attractivité du territoire : +2,28 %/an
Nombre de nuitées touristiques	Evolution tendancielle ^a du nombre de résidences secondaires (sur 20 ans) : +50%	Maîtrise de la capacité d'accueil : +20%	Augmentation de la capacité d'accueil touristique : +75%
Règles d'urbanisme pour les nouveaux logements	Evolution tendancielle ^a (sur 20 ans) : 55% d'appartements et 45% de maisons	Densification : 80% d'appartements et 20% de maisons	Etalement urbain : 20% d'appartements et 80% de maisons
Infrastructure logistique	Pas d'implantation de la zone logistique	Implantation de la zone logistique	Pas d'implantation de la zone logistique
Trafic maritime	Evolution tendancielle du trafic maritime ^b (sur 20 ans) : +20% de Vrac liquides et -50% pour le reste	Explosion du trafic sur la zone portuaire de Sète ^c : +200% et mise en place d'une activité conteneurs (300000 EVP)	Déclin progressif du trafic : +10% uniquement sur le vrac liquide, -70% sur le reste
Nombre d'emplois dans le secteur industriel	Evolution tendancielle ^a (sur 20 ans) : +35%	Croissance économique : +50%	Déclin économique (-5%) et délocalisation des groupes internationaux
Exploitation des ressources marines	Evolution tendancielle ^d (sur 20 ans) : -38% pour la conchyliculture	Perte du patrimoine identitaire : -50% pour la conchyliculture	Préservation du patrimoine identitaire : +0%
Exploitation des carrières	Evolution tendancielle ^e : 600 000 t/an	Forte capacité de production ^e : 1000 000 t/an	Arrêt de la production
Hypothèses d'évolution des variables clés (3 par variable) utilisées pour la construction de scénarios d'aménagement prospectifs :			
Evolution tendancielle Evolution à la hausse (par rapport à la tendance) Evolution à la baisse (par rapport à la tendance)			

Tableau 5-1 Possibilités d'évolution des variables clé du système territorial du bassin de Thau et élaboration de 3 scénarios prospectifs

^a Données locales de l'Insee <http://www.insee.fr/fr/bases-de-donnees/default.asp?page=statistiques-locales.htm>,
^b statistiques du Port de Sète <http://www.sete.port.fr/statistiques/statistiques2010.php>, ^c http://www.nonhinterland.org/zinfo/3-ressources/32-fiches/trafic_port.htm, ^d <http://www.ledauphine.com/environnement/2013/11/14/y-aura-t-il-des-huitres-a-noel>,
^e Etude d'impact du projet d'extension de la carrière de Poussan : http://www.gsm-granulats.info/_docs/carriere_secteur/pdf/506.pdf.

5.1.4 Croisement des variables clés et proposition de scénarios prospectifs

Dans les méthodes exploratoires, il y a en général un scénario qualifié de tendanciel (ou BAU, « Business As Usual ») qui prolonge les tendances passées des variables clés, et plusieurs scénarios contrastés qui font varier à l'extrême l'évolution des tendances passées (Datar,

1975). Le premier scénario d'aménagement proposé est donc le scénario tendanciel, ou « Thau, au fil de l'eau », et sera mentionné par scénario 1 dans le texte. En plus du scénario 1, le Tableau 5-1 propose deux autres scénarios.

Le scénario 2, appelé « Thau, une nouvelle ère industrielle », fait le choix de l'implantation de la zone logistique. Cette implantation va favoriser l'emploi et la production industrielle ainsi que les activités tertiaires de services aux industries. En parallèle, l'attractivité du territoire diminue (baisse de la population de retraités ou touristes), ce qui facilite la maîtrise de l'étalement urbain.

D'un autre côté, le scénario 3, appelé « Thau, tourné vers l'économie résidentielle », connaît une très forte attractivité vis-à-vis de la population permanente et non permanente (retraités et touristes). Cela se traduit par une généralisation de l'étalement urbain sur l'ensemble du territoire. Par ailleurs, dans ce scénario, il n'y a pas de développement de la zone logistique, ce qui pousse les firmes multinationales à délocaliser leurs activités initialement présentes sur le territoire. Les autres activités industrielles ont du mal à se développer et enregistrent une faible baisse de leurs productions et de l'emploi (-5%). Ce déclin a une répercussion directe sur les activités non présentielle du secteur tertiaire.

5.1.5 Conclusion

Sur la base d'un modèle de représentation simplifiée du territoire, nous avons donc construit trois scénarios d'aménagement prospectifs contrastés. Dans le cadre d'un travail opérationnel, la conduite de l'élaboration de scénarios devrait être confiée à des chercheurs ou des bureaux d'étude spécialisés sur les questions de prospective et d'animation de projets. En effet, nous rappelons que l'objectif de cette section n'est pas de construire des alternatives d'aménagement possibles – et nous ne revendiquons pas cette propriété - mais de fournir à l'ACV territoriale matière à comparaison.

5.2 Mise en œuvre de l'ACV territoriale sur les 3 scénarios d'aménagement

5.2.1 Collecte de données

Un grand nombre de valeurs de descripteurs d'activités sont directement issues des scénarios prospectifs, et des valeurs prises par les variables clés. Pour les autres, les paramètres fixes, il n'y a aucune modification par rapport aux valeurs du diagnostic 2010 et les données collectées pour ce cas d'étude (cf. chapitre 4 et [Article C]) ont donc été réutilisées. De même,

les données d'inventaire du cycle de vie n'ont pas été modifiées par rapport au diagnostic 2010. Il a uniquement fallu modéliser l'implantation de la zone logistique (décision prise dans le scénario 2). Au-delà des éléments du Tableau 5-1, la modélisation de cette activité comporte les éléments suivants :

- Occupation et transformation des terres agricoles pour l'implantation de la zone logistique sur 100 ha (durée de vie de 80 ans).
- Liaisons routières entre le port de Sète et la base arrière logistique située sur la commune de Poussan (environ 10 km de distance entre les deux sites) afin de transporter les marchandises entre ces deux sites (environ 15 millions de tonnes transportées par an).

La modélisation de l'activité de manutention des conteneurs est basée sur une extrapolation des résultats de l'étude menée sur la zone portuaire de Barcelone (Villalba et Gemechu, 2011), dans laquelle seules les consommations de fuel et les émissions de CO₂ en lien avec les manœuvres réalisées dans la zone portuaire et les temps d'attentes des navires ont été prises en compte. Une estimation des émissions de particules fines a donc été proposée afin de prendre en compte ces substances dans la phase d'inventaire. Cette estimation est basée sur un ratio « kg de particules émises / kg de CO₂ émis » calculé pour le processus Ecoinvent « transoceanic freight ship ». Les deux autres éléments (utilisation des terres agricoles et transport des marchandises vers la zone d'activité logistique) ont été directement modélisés à partir de processus Ecoinvent (« arable land » et « lorry 16-32 t, EURO5/RER U ») (Frischknecht et al., 2007).

5.2.2 Choix et comparaison des fonctions du territoire apportés par les trois scénarios prospectifs

Considérant le caractère prospectif des scénarios étudiés, il paraît difficile d'estimer certains indicateurs de performance proposés dans le chapitre 4 pour évaluer des fonctions de territoire (cf. section 4.2.2). Seulement six indicateurs ont pu être estimés pour l'ensemble des scénarios. Leur quantification est facilitée par le fait que les valeurs des indicateurs sélectionnés sont fortement corrélées aux descripteurs d'activités. La valeur du PIB¹³ (calculé généralement à partir de la somme des valeurs ajoutées brutes des différentes branches d'activités localisées sur un territoire selon l'Insee) a été estimée en prenant le paramètre « emploi salarié » comme proxy du PIB sur la zone du Bassin de Thau. En effet, les équations économétriques d'emploi relient généralement les variations d'effectifs aux variations de

¹³ <http://www.insee.fr/fr/methodes/default.asp?page=definitions/produit-inter-brut-prix-march.htm>

valeur ajoutée. Toutefois, cette relation n'est pas linéaire, et il existe des délais d'ajustement entre l'évolution de la production et de l'emploi (Gonzalez-Demichel et al., 2000). Les résultats sont présentés dans le Tableau 5-2.

Fonctions	Indicateurs de performance	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3
Sociétales	Nombre de résidences principales	69111	57748	84929
	Nombre de résidences secondaires	30662	24529	35772
Economiques	Nombre d'emplois salariés	36248	32153	39585
	Surface agricole utile (ha)	7051	7 101	6841
Environnementales	Surface en zone Natura 2000 (ha)	27 093	27 093	27 093
	Pourcentage de déchets ménagers traités localement	74%	88%	61%

Tableau 5-2 Evaluation des indicateurs de performance relatifs aux grandes fonctions des territoires pour les 3 scénarios prospectifs.

Les résultats en termes de niveaux atteints par les différentes fonctions du territoire sont donnés à la Figure 5-3. Pour une meilleure visibilité, le scénario 1 a été pris comme référence, et les résultats des scénarios 2 et 3 ont été normalisés par rapport à cette référence. La comparaison des résultats met en avant les différences d'orientations prises par les scénarios 2 et 3. Le scénario 2 qui tend à redynamiser le caractère industriel du territoire a de très faibles répercussions sur les fonctions économiques et sociétales du territoire. La limitation de la croissance démographique contribue, quant à elle, à diminuer les tensions sur la ressource foncière et à maintenir à un bon niveau les fonctions environnementales du territoire, notamment en matière de gestion des déchets. D'un autre côté, le scénario 3 connaît un fort développement résidentiel qui contribue à améliorer les fonctions socio-économiques du territoire, au détriment des fonctions environnementales.

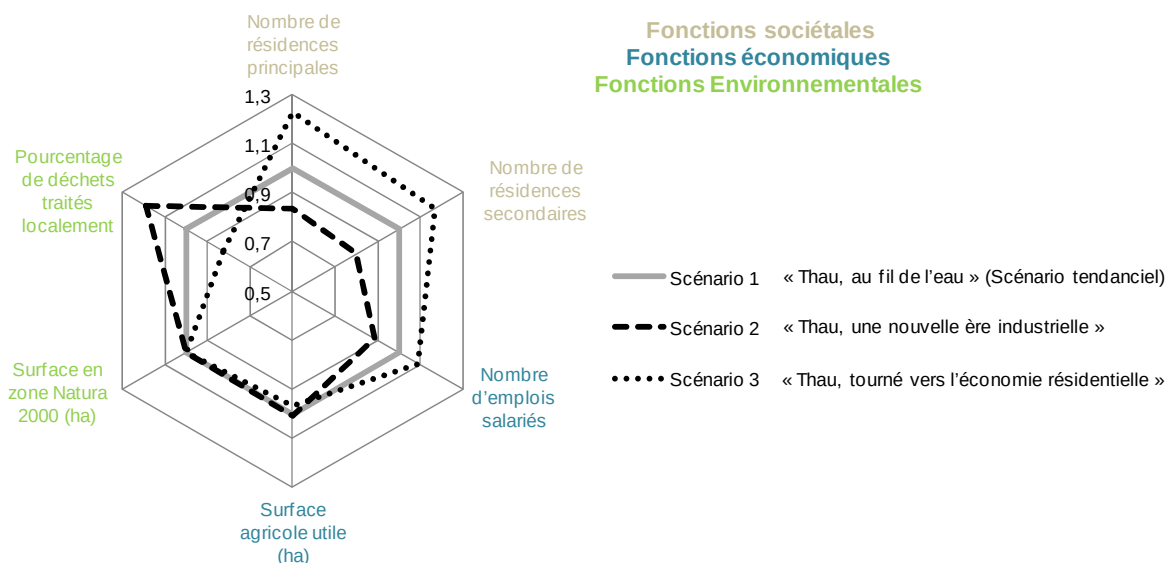


Figure 5-3 Comparaison des niveaux atteints par les fonctions de territoires pour les 3 scénarios prospectifs.

5.2.3 Comparaison des impacts environnementaux des trois scénarios prospectifs

Les impacts environnementaux des trois scénarios prospectifs sont présentés à la Figure 5-4. Cette figure montre que, pour les activités de consommation, c'est le scénario 3 qui est le plus impactant, alors que pour les activités de production, c'est le scénario 2 qui a les contributions les plus importantes.

Cependant, les écarts entre le scénario le plus impactant et le scénario le moins impactant sont plus importants pour les activités de production que pour les activités de consommation. Ainsi bien que le scénario 3 prévoit d'accueillir une population permanente de 40% plus forte que dans le scénario 2 (et cela sans maîtrise de l'étalement urbain), la différence entre les impacts des scénarios 2 et 3 pour les activités de consommation n'atteint pas 30%. A l'opposé, le scénario 3 envisage une diminution de la production industrielle et des activités de services non présents de 55%, et une délocalisation des firmes internationales (ce qui représente environ 10% de l'emploi direct du secteur industriel en 2010), et les impacts environnementaux du scénario 3 sont de 60 à plus de 80% inférieurs aux impacts générés par le scénario 2. Par ailleurs, il est intéressant de constater que les effets des scénarios se font plus ressentir sur les impacts « off-site » que sur les impacts « in-site ».

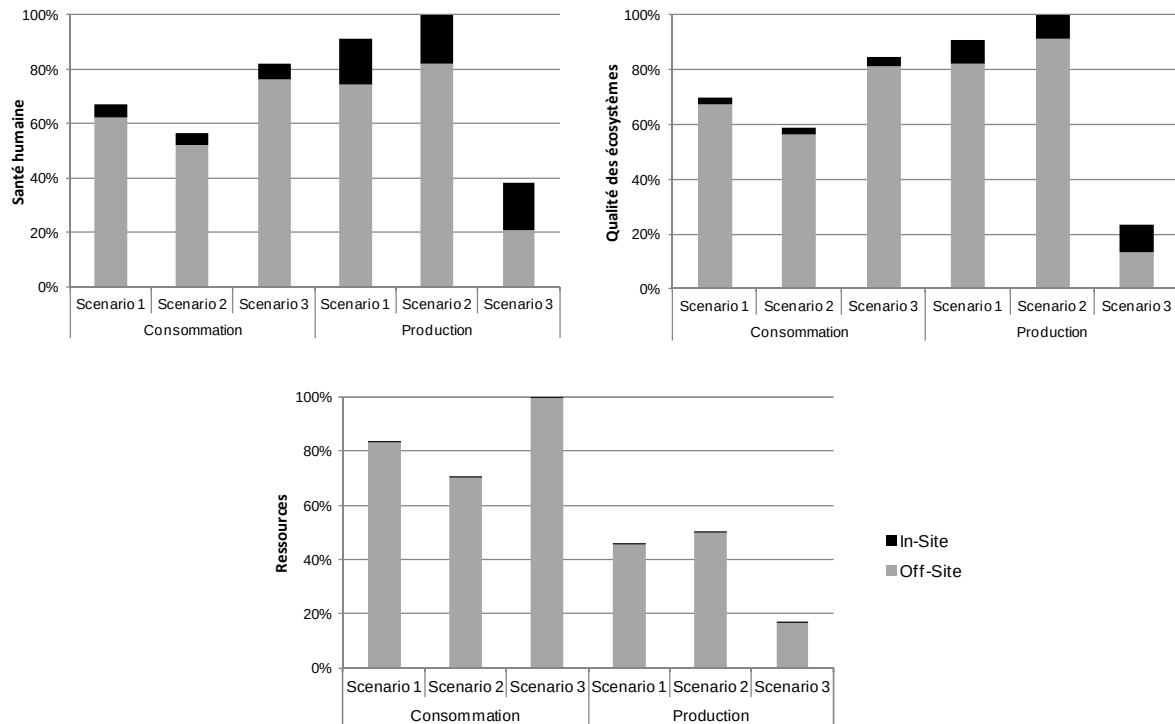


Figure 5-4 Comparaison des impacts environnementaux des 3 scénarios prospectifs sur les trois aires de protection.

5.3 Vers une meilleure lisibilité des résultats d'ACV : les indicateurs d'éco-efficacité

Le cadre méthodologique de l'ACV territoriale a été mis en œuvre pour comparer des scénarios prospectifs dans l'objectif d'apporter des éléments d'informations sur les services rendus et les impacts potentiels du scénario d'aménagement étudié dans un contexte d'aide à la décision. Cependant, il apparaît nécessaire de simplifier les résultats obtenus. En effet, les indicateurs estimés sont difficiles à interpréter, car ils sont multicritères au niveau des services rendus, et « doublement multicritères » au niveau des impacts environnementaux puisqu'il faut faire la distinction entre les activités de consommation et les activités de production.

Il est possible de relier les deux catégories d'indicateurs évalués par la démarche au sein d'un même ratio, appelé indicateur d'éco-efficacité qui évalue le coût environnemental pour un service rendu. Seppälä et al. (2005) proposent de mesurer l'éco-efficacité d'une région afin d'étudier ses variations temporelles et d'évaluer ses changements en termes de compétitivité. Nous proposons de quantifier des indicateurs d'éco-efficacité pour comparer les performances des différents scénarios d'aménagement, tout en maintenant une distinction entre les approches consommation et production.

5.3.1 Eco-efficacité des activités de consommation

Un des principaux services rendus par le territoire consiste à héberger une population permanente et non permanente. Ce service peut être estimé par la capacité d'accueil du territoire en termes de logements, ou par le nombre de personnes hébergées à l'année. Cependant, il ne semble pas intéressant de calculer un ratio d'éco-efficacité (i.e. impacts environnementaux divisés par le nombre de personnes hébergées sur le territoire) pour les activités de consommation, car les impacts des activités de consommation sont dominés par le panier de consommation moyen d'un habitant (cf. 4.3.2.2 et [Article C]), paramètre qui reste fixe dans les scénarios. Il paraît donc plus pertinent de comparer l'éco-efficacité des différents scénarios sur les activités de consommation en modifiant le panier de consommation dans un des scénarios. Une alternative au scénario 3 (scénario 3 bis) a donc été définie sur l'hypothèse d'un changement de comportement alimentaire des français suite à la mise en œuvre d'une politique nationale visant à faire diminuer la consommation de produits carnés, conformément aux recommandations de la FAO (2006). Dans le scénario 3 bis, la consommation directe de produits carnés et de lait a donc été divisée par trois en 2030. La Figure 5-5 montre que le changement de comportement alimentaire (toutes choses étant égales par ailleurs) a un effet bénéfique sur l'éco-efficacité des activités de consommation, et plus particulièrement en diminuant les impacts sur la qualité des écosystèmes d'environ 20% (principalement dû à une diminution de l'utilisation des terres agricoles). En outre, la Figure 5-5 confirme que ce même ratio, lorsqu'il est calculé sur les trois scénarios sans changement du panier alimentaire, donne des résultats très proches. En effet, les conséquences des mesures prises dans le scénario 3 pour limiter l'étalement urbain sont peu visibles.

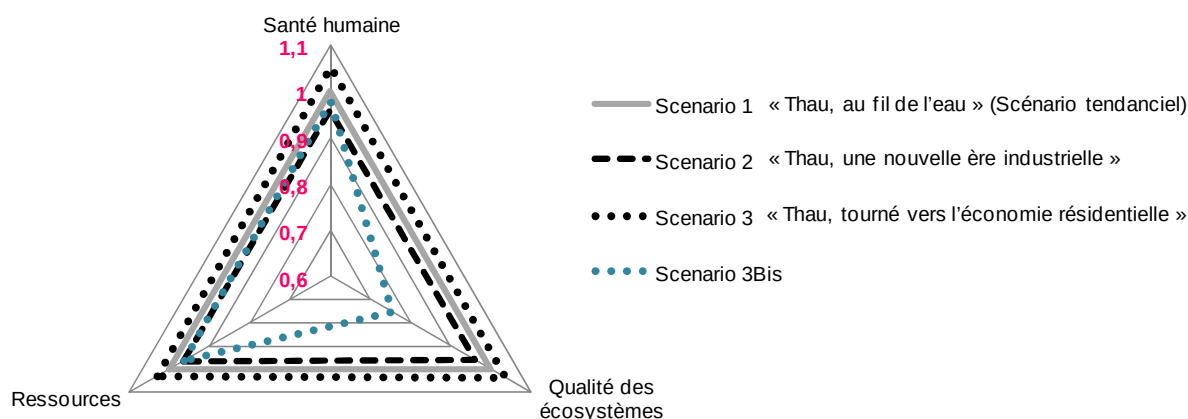


Figure 5-5 Comparaison des ratios d'éco-efficacité des activités de consommation pour les 4 scénarios prospectifs présentés ci-dessus, et calculés en utilisant le scénario 1 comme référence.

Par conséquent, certaines politiques publiques élaborées à des échelles plus larges que celle du territoire d'étude peuvent affecter de manière significative l'éco-efficacité de ce territoire. Il paraît donc important de prendre en considération ces effets dans la construction des scénarios.

5.3.2 Eco-efficacité des activités de production

Les activités de production contribuent aux fonctions socio-économiques du territoire en fournissant des emplois salariés directs. Un ratio d'éco-efficacité a donc été quantifié sur la base de ce service (i.e., impacts environnementaux divisés par le nombre d'emplois salariés directs). La Figure 5-6 montre des différences significatives entre les valeurs d'éco-efficacité des trois scénarios pour les activités de production. Le scénario 3 basé sur une économie résidentielle affiche des performances beaucoup plus élevées que les deux autres scénarios, plus tournés vers la production industrielle.

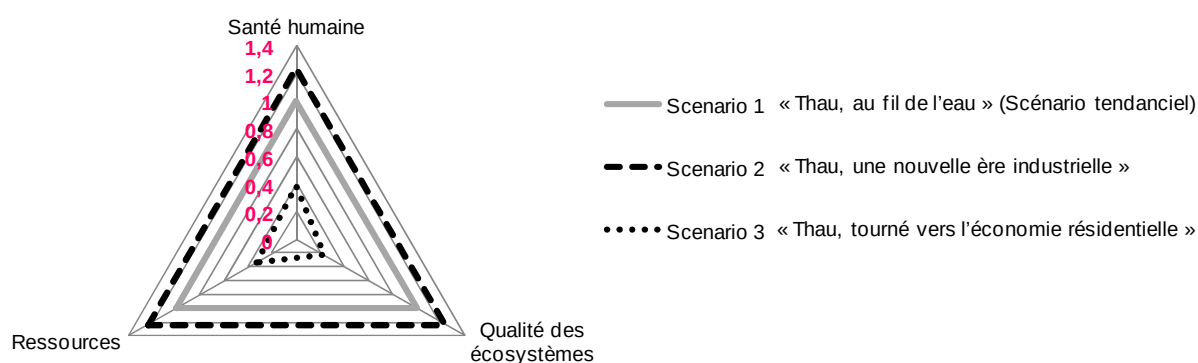


Figure 5-6 Comparaison des ratios d'éco-efficacité des activités de production pour les 3 scénarios prospectifs calculés en utilisant le scénario 1 comme référence.

Cependant, une certaine prudence est recommandée à la lecture de ces résultats. Tout d'abord, ils sont basés sur une seule catégorie de services rendus qui est la fourniture d'emplois salariés. Cet indicateur seul n'est pas suffisant pour tirer des conclusions sur l'ensemble des performances des scénarios. Il serait nécessaire, dans un premier temps, de pouvoir estimer la valeur ajoutée créée par ces différents scénarios, afin de pouvoir évaluer le PIB. Ce travail, qui dépasse le cadre de la thèse, devrait faire appel à un ensemble de modèles et de données économiques qui ne sont pas toujours disponibles à un niveau aussi local (Feschet et al., 2012).

5.4 Conclusion et perspectives

Le cadre méthodologique de l'ACV territoriale développée au cours de ces travaux de thèse a été mis en œuvre pour comparer les performances environnementales de différents scénarios d'aménagement prospectifs. Trois scénarios ont été générés, sans exigence forte de plausibilité, mais dans l'objectif d'obtenir des alternatives contrastées qui seront évaluées par l'approche développée au cours de la thèse. Cette première application a permis de montrer l'intérêt de l'approche pour comparer les scénarios et évaluer leur éco-efficacité. Cependant, trois aspects pourraient être approfondis afin d'améliorer l'ensemble de la démarche.

Le premier concerne la détermination et l'évaluation des services rendus par le territoire. Dans notre étude, les fonctions du territoire ont été définies uniquement sur la base de la littérature scientifique, et non en concertation avec les parties prenantes en lien avec le territoire. De plus, un certain nombre de services rendus en lien avec les fonctions sociétales et économiques du territoire n'ont pas pu être estimés faute de données et de compétences dans le domaine des sciences de gestion et d'économie. Cette analyse met en évidence deux choses. D'une part, des compétences en gestion et en économie sont nécessaires, ce qui complexifiera la démarche car elles impliquent l'intégration de nouveaux experts. D'autre part, la participation des acteurs semble requise à ce stade de la mise en œuvre de la démarche d'ACV territoriale. Ces acteurs ont un rôle important à jouer dans la définition d'alternatives d'aménagement, d'autant plus que la démarche collective est un des facteurs de réussite de la construction de scénarios prospectifs. Les avis des différents acteurs sur leur territoire sont également à prendre en compte dans la détermination des services rendus par ce territoire, et lors de la phase d'évaluation de ces services, notamment pour les services non quantifiables (par exemple : valeur paysagère, cadre de vie, ...).

Le deuxième aspect consiste à replacer le territoire dans un contexte administratif et géographique plus large. A l'image des « poupées russes », une communauté de communes telle que celle du cas d'étude est une unité administrative incluse dans une série d'échelons administratifs (départements, régions, nations, ...). Les choix d'aménagement faits à cet échelon local peuvent avoir des répercussions non négligeables sur d'autres échelons. Il est donc important d'intégrer les conséquences de ces décisions sur les autres échelons dans l'évaluation des impacts environnementaux des scénarios d'aménagement.

Le dernier aspect est en lien avec l'évaluation des incertitudes. La modélisation d'un système territorial est en soi un exercice difficile et repose sur un certain nombre de choix et

d'hypothèses avec leur lot d'incertitudes. Elles sont d'une part associées aux incertitudes liées au caractère prospectif des scénarios, et la modélisation de scénarios cumule et propage ces incertitudes (Fukushima et Hirao, 2002; Pesonen et al., 2000). D'autre part, les incertitudes sont liées aux facteurs de caractérisation utilisés dans les méthodes d'évaluation des impacts. En effet, ce sont généralement des facteurs « site-generic », pas toujours adaptés aux sites étudiés, et qui sont basés sur l'état actuel de l'environnement (concentration actuelle en CO₂ dans l'atmosphère, occupation actuelle des terres, ...) et non sur les évolutions possibles de l'écosphère à horizon 2030. Des premiers travaux ont été menés pour calculer des facteurs de caractérisation sur l'occupation des terres à l'aide de scénarios prospectifs (de Baan et al., 2013), et il serait intéressant d'étendre cette démarche à d'autres facteurs de caractérisation.

Les limites identifiées dans cette conclusion sont reprises et discutées plus amplement dans le chapitre 6, qui propose plus globalement de faire le point sur les apports de l'ACV territoriale ainsi que sur les principales perspectives d'approfondissement de la démarche.

CHAPITRE 6 : Discussion générale et perspectives

SOMMAIRE

6.1 Apports et limites du cadre méthodologique de l'ACV territoriale	89
6.1.1 Apports de l'ACV territoriale à l'évaluation environnementale de territoires	89
6.1.1.1 Compatibilité entre l'ACV territoriale et les évaluations environnementales des documents d'urbanisme	89
6.1.1.2 L'intérêt de l'ACV pour la priorisation des enjeux environnementaux	90
6.1.1.3 L'importance de considérer la responsabilité totale d'un territoire	90
6.1.1.4 Conclusion	91
6.1.2 Les limites de la démarche d'ACV territoriale	91
6.2 Perspectives d'approfondissement du cadre méthodologique de l'ACV territoriale	92
6.2.1 Modélisation des flux intra-territoriaux	93
6.2.2 Prise en compte de la variabilité spatiale	94
6.2.3 Mise en œuvre d'une approche conséquentielle	95
6.2.4 Intégration des parties prenantes à la démarche	97
6.2.5 Vers de meilleures connaissances des activités de production et de consommation	98

6.1 Apports et limites du cadre méthodologique de l'ACV territoriale

La démarche d'ACV territoriale développée au cours de cette thèse a été mise en œuvre sur le territoire du bassin de Thau, à la fois pour réaliser un diagnostic environnemental (cf. chapitre 4), et également pour comparer des scénarios d'aménagement prospectifs (cf. chapitre 5). Cela correspond aux deux volets du SCoT nécessitant la mise en œuvre d'une évaluation environnementale, mais pour laquelle il n'existe, à l'heure actuelle, ni cadre méthodologique formalisé, ni indicateurs environnementaux standardisés. Dans ce chapitre, une discussion sur la manière dont l'ACV répond à ces questions, voire les dépasse, mais aussi sur les principales limites et points d'amélioration de la démarche, est proposée.

6.1.1 Apports de l'ACV territoriale à l'évaluation environnementale de territoires

6.1.1.1 Compatibilité entre l'ACV territoriale et les évaluations environnementales des documents d'urbanisme

Dans l'objectif d'améliorer la qualité des démarches d'évaluation environnementale réalisées au cours de l'élaboration des documents d'urbanisme, le ministère de l'Environnement a rédigé un document formulant un certain nombre de préconisations (CGDD, 2011). Ce document spécifie, entre autres, les thématiques environnementales à prendre en considération lors de l'état initial de l'environnement. Une distinction est faite entre les thématiques propres à l'environnement naturel et à l'historique du territoire (paysage et patrimoine, milieux naturels et biodiversité, risques naturels, cycles de l'eau, et sols et sous-sols) et celles directement liées aux activités humaines présentes sur le territoire (énergie, déchets, qualité de l'air, risques technologiques, et bruits). A partir de ces thématiques, plusieurs enjeux environnementaux ont ainsi pu être identifiés lors de la phase d'élaboration du SCoT du bassin de Thau: la qualité de l'eau, les ressources en eau, l'équilibre écologique et la préservation des milieux naturels à forte valeur, les ressources en espace (maintien des espaces agricoles), les risques d'érosion et de submersion marine, et la protection et la valorisation des paysages (SMBT, 2013a). Ces enjeux sont plus ou moins bien abordés dans la méthode d'ACV. Ceux en lien avec les émissions de substances toxiques vers les différents compartiments de l'environnement sont très bien pris en compte en ACV, et ce d'autant plus avec les récents développements proposés dans la méthode USEtox (Rosenbaum et al., 2008). Les enjeux en lien avec les questions de ressources en eau ont également bénéficié, ces dernières années, d'importants efforts de recherche menés au sein de la communauté ACV pour mieux intégrer les effets liés à l'utilisation de cette ressource (Kounina et al., 2012).

Concernant l'utilisation des sols, plusieurs tentatives ont été conduites pour évaluer son effet sur la biodiversité ou les services écosystémiques, mais des développements méthodologiques sont encore nécessaires pour les renforcer et les rendre opérationnelles (Koellner et al., 2013). Parmi elles, Saad et al. (2013) proposent d'évaluer les effets de l'utilisation des sols sur la maîtrise de l'érosion. Enfin, quelques travaux ont été réalisés récemment dans l'objectif de couvrir de nouvelles catégories d'impacts en ACV telles que les nuisances dues aux bruits (Cucurachi et al., 2012) ou aux odeurs (Marchand, 2013). Par conséquent, la démarche d'ACV territoriale pourrait intégrer ces récents développements afin de couvrir un plus grand nombre de catégories d'impacts, et se rapprocher des préoccupations environnementales identifiées dans les documents d'urbanisme. Pour finir, il est proposé de basculer certaines thématiques environnementales du domaine de l'évaluation des impacts vers celui des services anthropiques rendus par le territoire. La valeur paysagère en est une parfaite illustration, et devrait être évaluée de manière qualitative comme faisant partie des fonctions du territoire.

6.1.1.2 L'intérêt de l'ACV pour la priorisation des enjeux environnementaux

La démarche d'ACV propose une modélisation des liens de cause à effets entre des flux environnementaux et des impacts potentiels sur les trois grandes aires de protection (santé humaine, qualité des écosystèmes, et épuisement des ressources naturelles), et permet ainsi de réaliser une évaluation environnementale multicritère et de hiérarchiser les différentes catégories d'impact sur la base de paramètres biophysiques. A titre d'exemple, les résultats du chapitre 4 ont mis en évidence que les émissions et la formation de particules fines constituent un enjeu « in-site » important sur la santé humaine. Même si ces enjeux ont bien été identifiés dans le cadre du SCoT, ils n'ont pas été jugés comme prioritaires dans l'état initial de l'environnement. La démarche d'ACV territoriale offre donc une vision exhaustive des impacts environnementaux, et fournit ainsi des éléments d'information supplémentaires à la prise de décision. De plus, elle détermine les principales activités responsables des impacts environnementaux, et permet donc de cibler les actions de réduction des impacts en priorité sur ces activités.

6.1.1.3 L'importance de considérer la responsabilité totale d'un territoire

L'identification des enjeux environnementaux dans le cadre du SCoT est réalisée selon une approche « site », et se concentre donc uniquement sur les impacts potentiels « in-site » du type régional / local. Par comparaison, la mise en œuvre de l'ACV territoriale sur le bassin de Thau a révélé que les impacts environnementaux générés par le territoire sont en grande

majorité des impacts « off-site » (cf. chapitre 4), et que le territoire exporte donc une part importante des pressions environnementales liées à ses activités. Par conséquent, les impacts « off-site » devraient être intégrés dans l'état initial de l'environnement d'un territoire afin d'être en mesure d'analyser les effets environnementaux induits par le territoire étudié sur les autres territoires et plus généralement sur le reste de la planète, et de mener ainsi une évaluation holistique des impacts des activités humaines localisées sur le territoire. Cet aspect est d'autant plus important que la directive européenne sur l'EES (2001/42/CE) impose de réduire ou de compenser les incidences négatives d'un plan ou programme sur l'environnement. Prévoir des mesures compensatoires uniquement sur les effets « in-site » consiste à ne prendre en compte qu'une faible part des incidences, et peut conduire à des effets inverses de ceux escomptés. Par exemple, mettre en œuvre des mesures visant à pousser le traitement des eaux dans les stations d'épuration par des procédés énergivores pourrait engendrer des effets « off-site » plus importants que les réductions attendues sur les effets « in-site ».

6.1.1.4 Conclusion

Ces éléments de comparaison permettent de montrer l'intérêt de l'ACV territoriale comme outil d'aide à la décision dans l'élaboration de plans et programmes d'aménagement du territoire. En effet, l'ACV territoriale permet d'éviter les transferts de pollution (mise en exergue des impacts « in-site » et « off-site »), et d'identifier les principaux impacts environnementaux ainsi que les activités responsables de ces impacts. Toutefois, les documents du SCoT ont montré que l'évaluation des indicateurs d'ACV territoriale pourrait être améliorée en considérant certains aspects manquants tels que les nuisances aux riverains ou la valeur paysagère.

6.1.2 Les limites de la démarche d'ACV territoriale

Au-delà de montrer l'intérêt de l'approche ACV territoriale dans l'élaboration de plans et programmes d'aménagement, les cas d'applications présentés au chapitre 4 et au chapitre 5 ont permis d'identifier un certain nombre de limites sur lesquelles devraient porter les futurs développements méthodologiques. La Figure 6-1 présente ces différentes limites qui portent en partie sur la modélisation effectuée dans la démarche d'ACV territoriale telles que les problèmes de double-comptage entre les activités de production et de consommation, l'utilisation de facteurs de caractérisation « site-generic » pour les impacts résultant directement des activités du système territorial de premier plan et qui ne considèrent donc pas

les spécificités locales du territoire, et enfin la limitation de l'analyse des effets des décisions d'aménagement au seul territoire étudié sans tenir compte des interactions existantes entre ce territoire et les autres échelons administratifs dans lesquels il est englobé. Par ailleurs, deux autres limites concernent la démarche mise en œuvre dans ce travail de thèse. Il s'agit, d'une part, du manque de connaissances acquises sur les activités de consommation et de production, et d'autre part, du fait que les parties prenantes n'ont pas participé à la démarche, ce qui est un choix assumé dans le cadre temporel restreint de la thèse. Ces points devront donc être pris en compte dans l'élaboration de perspectives de recherche présentées dans la section suivante.

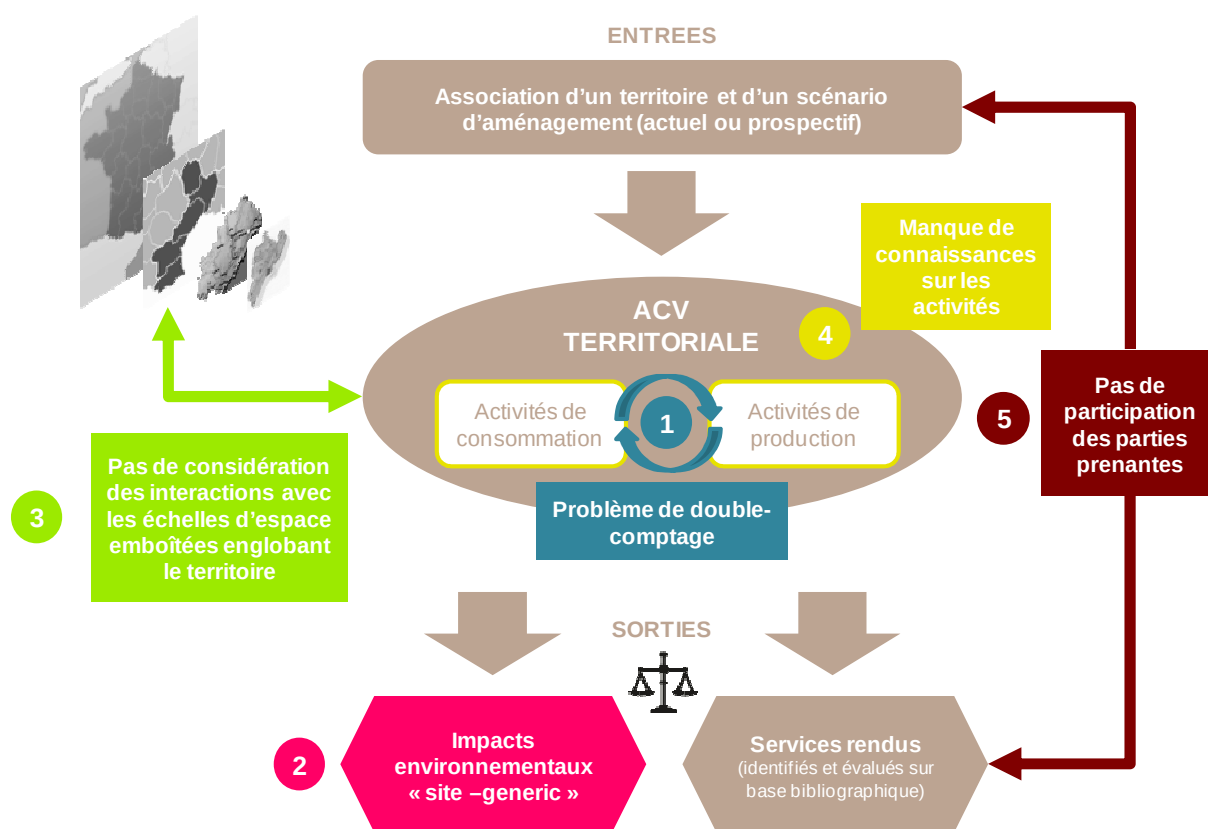


Figure 6-1 Présentation des principales limites de la démarche d'ACV territoriale.

6.2 Perspectives d'approfondissement du cadre méthodologique de l'ACV territoriale

Sur la base des limites identifiées dans la section précédente, un certain nombre de perspectives d'approfondissement de la démarche d'ACV territoriale sont discutées dans cette section. Les trois premières perspectives requièrent la mobilisation de connaissances et d'outils déjà utilisés dans le domaine des ACV, et s'attachent à considérer les flux intra-territoriaux, la variabilité spatiale, et les approches conséquentielles. Les deux dernières

perspectives nécessitent de faire appel à d'autres disciplines et domaines de recherche telles que l'économie, les sciences de gestion, ou l'urbanisme et l'aménagement du territoire, et s'intéressent à acquérir des connaissances supplémentaires sur les activités de consommation et de production, et à faire participer les parties prenantes à l'ensemble de la démarche.

6.2.1 Modélisation des flux intra-territoriaux

L'approche adoptée dans cette thèse concernant la modélisation des activités humaines consiste à séparer les activités de consommation des activités de production. Or, la présence de plusieurs acteurs d'une même filière sur un territoire donné constitue une source d'erreur importante de double comptage (Lenzen, 2008). En effet, les producteurs et les consommateurs d'un même bien peuvent être localisés sur le même territoire (par exemple, pour la production de denrées alimentaires, ou d'énergie). Le bien produit et consommé localement est donc comptabilisé deux fois dans la phase d'inventaire. Il est en de même si des producteurs appartenant à une seule et unique filière sont présents sur le territoire et qu'ils sont étudiés séparément. Par exemple, les éoliennes présentes sur le territoire peuvent fournir de l'énergie directement à certaines usines également localisées sur le territoire. La prise en compte de ces deux activités peut conduire à un double comptage qui va surestimer les impacts environnementaux des activités de production. Cette question des flux intra-territoriaux est importante car un certain nombre de travaux tendent à montrer que l'échelle territoriale est la plus pertinente pour optimiser les possibilités de bouclage de flux (énergie et matières), et contribuer ainsi à réduire les impacts anthropiques sur l'environnement (Buclet, 2009). Par ailleurs, il existe un certain engouement en France pour la valorisation des circuits courts (notamment pour la commercialisation locale des produits issus de l'agriculture) (CGDD, 2013). Il est donc impératif que l'ACV territoriale soit capable de tenir compte des flux intra-territoriaux afin de pouvoir évaluer les impacts des scénarios d'aménagement basés sur les bouclages des flux ou les circuits courts, et cette question est essentiellement une question d'inventaire (LCI).

Outre le fait que cette étape d'analyse des flux intra-territoriaux risque de rencontrer des difficultés d'ordre opérationnel (efforts de collecte importants nécessitant très certainement des enquêtes de terrain très demandeuses en moyens humains), elle n'est pas exempte de difficultés d'ordre méthodologique. Ces dernières sont engendrées par les stratégies adoptées dans la réalisation de l'inventaire du cycle de vie des activités. L'essentiel de l'inventaire est basé sur des ACV des processus. Il existe seulement deux exceptions, que sont les inventaires des activités de consommation de denrées alimentaires, biens et services, et les activités de

production des industries manufacturières (autres que les installations classées), pour lesquelles des ACV-EIO ont été utilisées. Il peut exister de nombreux flux intra-territoriaux entre ces deux types d'activités et le reste du territoire. Cependant, les connexions entre les données d'inventaire ne sont pas triviales car les données d'inventaires des ACV des processus sont exprimées en unités physiques, alors que celles des ACV-EIO sont exprimées en unités monétaires. La fluctuation et l'hétérogénéité des prix rendent donc difficiles les comparaisons entre les deux approches. Ces connexions sont d'autant plus problématiques que pour un même produit ou service, les impacts quantifiés par des ACV des processus sont en règle générale plus faibles que ceux quantifiés par des ACV-EIO (Mongelli et al., 2005).

Un premier pas vers une prise en compte des flux intra-territoriaux pourrait consister à estimer pour plusieurs secteurs d'activités les écarts de valeurs entre une modélisation basée sur des ACV-EIO et une modélisation basée sur des ACV des processus afin de pouvoir comparer de manière plus fiable les deux approches, et réaliser des connexions entre les résultats quantifiés par ces deux approches.

6.2.2 Prise en compte de la variabilité spatiale

La quantification des impacts a été réalisée en utilisant des facteurs de caractérisation dits « site-generic », c'est-à-dire des facteurs qui ne tiennent pas compte des spécificités des milieux récepteurs. Or, une grande majorité des enjeux environnementaux sont des impacts dits régionaux ou locaux (formation de particules, toxicité humaine, occupation des terres, utilisation des ressources en eau) (Owens, 1997). Il est indispensable de les affiner en utilisant des facteurs de caractérisation tenant compte du milieu impacté. Or, dans le cadre de l'étude d'un territoire, les lieux de prélèvements des ressources et d'émissions de substances polluantes sont connus avec précision dans le cas des impacts « in-site ». Par conséquent, il serait intéressant d'intégrer la composante spatiale de ces émissions et les caractéristiques des milieux récepteurs afin d'intégrer la variabilité spatiale et d'améliorer ainsi la qualité des résultats (Huijbregts, 1998). La prise en compte de données sur la sensibilité ou la vulnérabilité des milieux récepteurs peut faire varier les valeurs des impacts de plusieurs ordres de grandeur (Helmes et al., 2012; Huijbregts et al., 2000; Humbert et al., 2009; Krewitt et al., 1998; Manneh, 2011; Pennington et al., 2005). La quantification des impacts « in-site » régionaux pourrait être basée sur des facteurs de caractérisation « site-dependent ». De tels facteurs ont commencé à être développés pour l'Europe dans la méthode de caractérisation Impact 2002+ (Jolliet et al., 2003). La nouvelle version de cette méthode, nommée Impact World+, devrait quant à elle proposer des facteurs de caractérisation régionalisés (à l'échelle

de grands bassins versants ou de grands biotopes) pour l'ensemble de la planète. Au-delà de ces méthodes LCIA, il est tout à fait envisageable de calculer des facteurs de caractérisation qui soient encore mieux adaptés au contexte d'étude en utilisant des paramètres géographiques (superficie des sols ou des eaux de surface), démographiques (population), météorologiques (températures, précipitations) et hydrologiques (débits des cours d'eau, effets cascades de privatisation d'eau (Loubet et al., 2013)) propres au territoire d'étude. Ces facteurs de caractérisation pourraient être basés sur des données spatiales acquises par les outils SIG (localisation des populations cibles et de leur habitats, données de terrain sur les pentes, la direction du vent, ...) (Sonnemann and Vigon, 2011).

6.2.3 Mise en œuvre d'une approche conséquentielle

La démarche d'ACV territoriale mise en œuvre sur la comparaison de scénarios prospectifs est basée sur une approche dite attributionnelle (notée ACV-A). L'ACV-A comptabilise les flux physiques immédiatement impliqués dans le cycle de vie d'un système (Earles et Halog, 2011), toutes choses étant égales par ailleurs, c'est-à-dire sans considérer la manière dont la mise en œuvre de ce système influe sur les systèmes avec lesquels il interagit. Une autre approche, dite ACV conséquentielle (notée ACV-C), a été proposée dans les années 1990, et a fait l'objet des nombreux travaux de recherche au cours de la dernière décennie (Zamagni et al., 2012). L'ACV-C cherche à évaluer les conséquences d'un changement (par exemple la mise en œuvre d'un scénario) sur les différents cycles de vie concernés par celui-ci (Ekvall, 2002). Il s'agit alors de modéliser au sein de la sphère économique les liens de cause à effet engendrés par une décision (Ekvall et Weidema, 2004). Dans ce cas (ACV-C), il est nécessaire de prendre en compte les boucles rétroactives existant entre le système étudié et les systèmes plus larges dans lesquels il est imbriqué. Le choix entre l'approche attributionnelle ou conséquentielle dépend de l'importance des changements induits par une décision (EC JRC - IES, 2010), mais aussi de l'importance du système dans lequel se situe la décision (Frischknecht et Stucki, 2010).

Pour illustrer l'intérêt de l'ACV-C revenons sur les scénarios d'aménagement étudiés dans le chapitre 5, et analysons qualitativement leurs effets en replaçant le territoire étudié dans l'emboîtement d'échelons territoriaux (administratifs et géographiques) avec lesquels il a des interactions fortes (cf. Figure 6-2). Plus particulièrement, prenons le scénario faisant le choix du développement du trafic maritime sur le port de Sète par l'implantation du parc logistique. Cette décision peut modifier la compétitivité des ports français présents sur le littoral méditerranéen comme Marseille-Fos, c'est-à-dire entraîner des effets non marginaux à

l'échelon national. A titre d'exemple, étudions comment le flux d'EVP (unité approximative de mesure de conteneurs qui signifie « Equivalent Vingt Pieds ») pourrait être modifié dans le port de Marseille-Fos par la décision de développer l'activité portuaire de Sète. En 2012, 1 061 193 EVP ont été manutentionnés sur le port de Marseille-Fos¹⁴ (actuellement le seul port français pour ce type d'activités (Merk et Comtois, 2012)). Si le trafic du Port de Sète passait, dans notre scénario prospectif, à 280 000 EVP en 2030, cela représenterait près de 25% de l'activité actuelle du port de Marseille-Fos, et cette activité pourrait donc apporter des changements importants sur son trafic maritime, et plus généralement sur les autres régions concernées par la manutention et l'acheminement des marchandises. Les conséquences sur les autres régions devraient donc être intégrées dans l'étude des effets de ce scénario.

L'approche ACV territoriale appliquée à la comparaison de scénarios prospectifs pourrait ainsi être améliorée en intégrant certains concepts de l'approche conséquentielle. Une étape de criblage des variables clés pourrait être réalisée avant la phase de modélisation des scénarios. Pour chaque variable clé, les possibilités d'évolution devraient être analysées au regard de chaque échelon géographique dans lequel est contenu le territoire d'étude, afin de déterminer si les effets de ces évolutions peuvent engendrer des conséquences non marginales sur cet échelon (vis-à-vis d'un certain seuil fixé par avance, 5% dans le cas de l'ILCD (EC JRC - IES, 2010), ou 0,1% pour (Frischknecht et Stucki, 2010)). Ces conséquences seraient alors intégrées dans l'évaluation environnementale des scénarios.

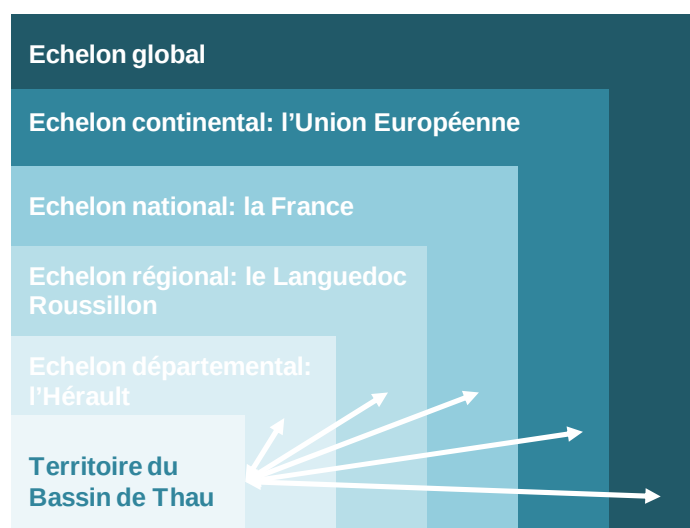


Figure 6-2 Le territoire du bassin de Thau, un territoire emboîté au sein d'autres échelons administratifs et géographiques.

¹⁴ Les trafics du Port de Marseille-Fos : <http://www.marseille-port.fr/fr/Page/Les%20chiffres/13109/fixed>

Différents outils peuvent être mobilisés afin d'identifier les conséquences non marginales d'une décision d'aménagement. Des approches basées sur des modèles économiques intégrant certains mécanismes de marché ont été proposées dans les développements méthodologiques de l'ACV-C (Zamagni et al., 2012) ; elles reposent sur les modèles d'équilibre partiel (simulant plusieurs marchés déconnectés les uns des autres) ou d'équilibre général (simulant l'ensemble de l'économie globale). Les modèles d'équilibre général conviennent parfaitement à l'analyse de politiques continentales ou globales (par exemple, la mise en œuvre d'une politique énergétique basée sur les biocarburants à l'échelle européenne comme dans les travaux de Dandres et al. (2012)), mais ne sont pas adaptés à l'analyse de certaines politiques nationales (comme par exemple, l'analyse des effets d'une politique de promotion des biocarburants au Luxembourg (Vázquez-Rowe et al., 2013) du fait de leur représentation parfois sommaire des comportements des agents économiques au sein d'un pays en particulier. Ces politiques nationales peuvent être analysées à l'aide de modèles d'équilibre partiel. Ce type de modèle peut également être appliqué à des échelles plus grandes (i.e., des champs plus petits) comme dans les travaux de Lesage et al. (2007) qui l'ont utilisé pour étudier les effets engendrés par la réhabilitation de sites pollués en milieu urbain. Les modèles économiques ne constituent pas le seul moyen d'identifier les changements opérés par une décision. La constitution d'arbres de décisions tels que suggérés par Schmidt (2008) et Weidema (2003) peut également permettre d'identifier ces changements, en s'appuyant notamment sur des scénarios élaborés par différents experts (Vázquez-Rowe et al., 2013).

Ainsi, il semble intéressant d'intégrer une approche conséquentielle dans l'étude de scénarios alternatifs d'aménagement. Cette intégration nécessite un certain nombre de développements méthodologiques afin d'identifier et d'analyser les interactions entre les décisions prises sur le territoire d'étude, et des changements opérés sur d'autres territoires. Cependant, l'approche d'ACV-A présentée dans la thèse est totalement intégrée à la démarche d'ACV-C dont elle ne diffère que par le périmètre de l'étude, et la complexité qui s'ensuit.

6.2.4 Intégration des parties prenantes à la démarche

Dans ce travail de thèse, les acteurs du territoire n'ont pas participé à la démarche d'évaluation, car leur sollicitation aurait nécessité du temps et des compétences hors du cadre de cette thèse. Or, la démarche d'ACV territoriale développée dans ces travaux a pour vocation à s'intégrer dans un processus d'aide à la décision basé sur la concertation entre les différents acteurs d'un territoire. Leurs contributions à la démarche seraient bénéfiques sur plusieurs aspects. Tout d'abord, il est important que les résultats de l'ACV territoriale soient

présentés aux différentes parties prenantes afin d'évaluer leur niveau de compréhension et d'appropriation auprès du public. Par ailleurs, les parties prenantes peuvent apporter des éléments d'analyse pertinents dans la définition et l'évaluation des fonctions du territoire. Enfin, elles ont un rôle primordial dans la construction des scénarios prospectifs. L'ensemble de ces aspects devraient être abordés dans la démarche d'ACV territoriale afin d'améliorer son utilisation et sa pertinence. Il serait d'autant plus intéressant de réaliser ce travail sur le territoire du Bassin de Thau, car il a déjà été le siège de nombreuses démarches participatives. A titre d'exemple, une démarche de co-construction d'indicateurs de développement durable a été initiée en associant des gestionnaires, des experts, et différents acteurs de la zone en vue de contribuer à la constitution d'un observatoire du territoire (Rey-Valette et al., 2007). Elle a permis de révéler les principales préoccupations de ces parties prenantes pour le territoire, qui mettent en avant ses dimensions sociales, institutionnelles et environnementales, et propose au final 102 indicateurs de suivi. Ces résultats peuvent fournir des éléments très pertinents dans la définition des fonctions du territoire et des indicateurs de performance.

6.2.5 Vers de meilleures connaissances des activités de production et de consommation

La mise en œuvre de la démarche d'ACV territoriale sur un cas d'étude réel a mis en évidence des difficultés dans la collecte des données d'inventaire (données trop agrégées, manque de données sur le type et les quantités de biens consommés ou produits, et absence de données d'inventaire aussi bien pour les descripteurs d'activités que pour les données du cycle de vie pour certains processus). Ce constat est particulièrement vrai pour les industries manufacturières et pour les activités de consommation de biens, services et denrées alimentaires. Concernant les premières, l'écologie industrielle dispose d'outils pour évaluer les flux de matière et d'énergie qu'elles génèrent. Ces outils (par exemple, l'outil ISIS, propriété d'EDF) proposent des profils d'activités qui, pour un secteur donné, répertorient des bilans-types de flux d'entrées et de sorties (Adoue, 2007). La mobilisation de telles bases de données pourrait donc permettre d'améliorer les connaissances sur les activités manufacturières et favoriser à terme la création de typologies d'activités manufacturières. Concernant les activités de consommation, une étude a été conduite sur la France entière (20 000 ménages étudiés) afin d'estimer le contenu carbone du panier de consommation courante, comptant environ un millier de produits, en fonction d'un certain nombre de facteurs socioprofessionnels (composition du ménage, catégorie professionnelle, ...) (CGDD, 2012). L'utilisation des résultats de cette étude contribuerait à améliorer la représentativité des données des activités de consommation sur un territoire français en ajustant le panier de

consommation de ses habitants en fonction de leurs revenus, de leurs classes d'âges ou de leurs activités professionnelles.

Outre l'intérêt d'affiner le résultat de la collecte des données, une étude approfondie des activités de consommation et de production permettrait de quantifier directement les services rendus sur la base de descripteurs d'activités, en parallèle des impacts environnementaux. A titre d'exemple, il serait intéressant de pouvoir quantifier la valeur ajoutée créée par les activités présentes sur un territoire. De tels développements méthodologiques devront s'appuyer sur des compétences en économie ou sciences de gestion.

Enfin, il est important de rappeler que toutes ces activités sont localisées sur un territoire, et que leur situation et leur emprise peuvent conditionner certains comportements (distances parcourues, consommation énergétique, besoins d'infrastructures), qui ont un lien direct avec les impacts environnementaux des activités de production et de consommation. Des études ont démontré les liens de cause à effet entre la localisation des ménages et les émissions causées par les trajets quotidiens (Frank et al., 2000), ou entre l'étalement urbain et les impacts engendrés par les réseaux d'assainissement (Roux et al., 2009). Par conséquent, il serait pertinent d'explicitier comment la localisation influe sur les comportements de consommation ou de déplacements des usagers, et les besoins en infrastructures afin d'en tenir compte dans la modélisation des effets des scénarios d'aménagement. Ceci irait dans le sens de la réduction des incertitudes et des efforts de collecte de données (flux environnementaux directement liés à l'utilisation de l'espace).

CHAPITRE 7 : Conclusion

Les travaux réalisés au cours de cette thèse se sont attachés à développer une méthodologie d'évaluation environnementale multicritère permettant de conduire un diagnostic environnemental d'un territoire dans sa globalité (i.e., couvrant l'ensemble des activités de production et de consommation localisées sur le territoire) et de comparer les impacts environnementaux de différents scénarios d'aménagement prospectifs. L'hypothèse de recherche est la suivante : l'approche ACV peut fournir un cadre méthodologique approprié pour mettre en œuvre l'évaluation environnementale d'un territoire. La démarche générale adoptée au cours de la thèse a consisté à confirmer cette hypothèse à travers la réalisation de trois sous-objectifs.

Le premier sous-objectif de la thèse a permis de démontrer que, parmi l'ensemble des outils et méthodes mobilisables dans la littérature scientifique, l'ACV est la méthode la plus prometteuse pour réaliser l'évaluation environnementale d'un territoire. En effet, l'ACV est une des seules méthodes capable d'identifier à la fois les transferts de pollutions entre catégories d'impacts environnementaux (approche multicritère) et entre territoires (perspective cycles de vie). Cependant, du fait de la présence d'obstacles méthodologiques, l'ACV n'a, jusqu'à présent, jamais été mise en œuvre sur un territoire dans son ensemble.

Le deuxième sous-objectif de la thèse a donc consisté à formuler un certain nombre de propositions permettant d'adapter le cadre méthodologique de l'ACV à l'étude de territoires. Afin de tenir compte de la multifonctionnalité des territoires, une des principales adaptations consiste à ne plus considérer la définition de la fonction du système comme un paramètre d'entrée, mais comme un résultat de la démarche d'évaluation. Cette nouvelle démarche, nommée « ACV territoriale », permet donc de quantifier deux catégories d'indicateurs, à savoir d'une part, des indicateurs d'impacts environnementaux, et de l'autre, des indicateurs de services rendus. Par ailleurs, des propositions méthodologiques en lien avec la sélection des frontières du système (quelle est la responsabilité du territoire ?), la collecte de données (comment gérer les manque de données ?) et l'interprétation des résultats (comment tenir compte du contexte local dans la quantification des indicateurs ?) ont été formulées.

Le dernier sous-objectif de la thèse a consisté à mettre en œuvre la démarche d'ACV territoriale sur un cas d'étude réel, le bassin de Thau, afin de réaliser un diagnostic environnemental et de comparer des scénarios d'aménagement prospectifs. Ces applications ont mis en évidence l'utilité d'une telle démarche (approche transversale et multicritère, considération des transferts de pollution et des effets cumulatifs, quantification d'indicateurs d'éco-efficacité). Elles ont également permis de démontrer la faisabilité de la démarche

(disponibilité des données), ainsi que la robustesse des résultats d'impacts vis-à-vis de la méthode de caractérisation utilisée. De plus, elles ont offert la possibilité d'effectuer des premiers essais de couplage entre l'ACV territoriale et les outils SIG, et de montrer ainsi ses potentialités en termes de support analytique et de prise en compte de la vulnérabilité du territoire étudié dans la quantification des impacts

Enfin, sur la base du cas d'étude, les forces et les limites de l'approche proposée ont été analysées, et plusieurs perspectives d'approfondissement ont pu être identifiées. Il s'agit (i) d'apporter des améliorations à la modélisation des activités de consommation et de production en intégrant les flux intra-territoriaux, (ii) de tenir compte de la variabilité spatiale en particulier pour intégrer la vulnérabilité du territoire, (iii) de considérer les approches conséquentielles, qui peuvent être vues comme une modification apportée au périmètre de l'étude lorsque l'analyse d'un scénario d'aménagement montre qu'il a des influences notables sur les territoires avec lesquels il interagit, (iv) d'intégrer les acteurs du territoire à la démarche, et enfin (v) d'approfondir les connaissances acquises sur les activités de consommation et de production afin de faciliter la collecte des données et de quantifier un certain nombre de services rendus.

Ces perspectives nécessitent de faire appel non seulement à des compétences généralement mobilisées en ACV et issues des sciences de l'environnement et du génie des procédés, mais également d'autres champs de compétences tels que les sciences de gestion, l'économie, les sciences de l'information et de la communication, ou l'urbanisme et l'aménagement du territoire. L'application des futurs développements méthodologiques sur de nouveaux cas d'étude permettrait de s'intéresser notamment au développement de facteurs de normalisation. Enfin, si la faisabilité de la mise en place d'un cadre conceptuel holistique et exhaustif d'évaluation environnementale d'un territoire a bien été démontrée, les usages potentiels qui en découlent restent encore à explorer, ouvrant ainsi de nombreuses perspectives aux sciences humaines et sociales.

Bibliographie

- Acosta-Alba, I., Lopéz-Ridaura, S., van der Werf, H.M.G., Leterme, P., Corson, M.S., 2012. Exploring sustainable farming scenarios at a regional scale: an application to dairy farms in Brittany. *Journal of Cleaner Production* 28, 160–167.
- Adoue, C., 2007. Mettre en oeuvre l'écologie industrielle, Presses polytechniques et universitaires romandes. ed. EPFL Press, Lausanne.
- Ahlroth, S., Nilsson, M., Finnveden, G., Hjelm, O., Hochschorner, E., 2011. Weighting and valuation in selected environmental systems analysis tools – suggestions for further developments. *Journal of Cleaner Production* 19, 145–156.
- Azapagic, A., Pettit, C., Sinclair, P., 2007. A life cycle methodology for mapping the flows of pollutants in the urban environment. *Cleaner Technologies and Environmental Policy* 9, 199–214.
- Bagliani, M., Galli, A., Niccolucci, V., Marchettini, N., 2008. Ecological footprint analysis applied to a sub-national area: The case of the Province of Siena (Italy). *Journal of Environmental Management* 86, 354–364.
- Banski, J., Bednarek, M., Danes, M., Feliu, E., Fons Esteve, J., Garcia, G., Hazeu, G., Mucher, S., Ole Rasmussen, R., Perez Soba, M., van Eupen, M., Weber, R., 2011. EU-LUPA: European Land Use Patterns. EPSON 2013 Programme, Luxembourg.
- Bare, J.C., Hofstetter, P., Pennington, D.W., Udo de Haes, H., 2000. Midpoints versus Endpoints: The Sacrifices and Benefits. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5, 319–326.
- Barles, S., 2010. Society, energy and materials: the contribution of urban metabolism studies to sustainable urban development issues. *Journal of Environmental Planning Management* 53, 439–455.
- Bartolozzi, V., Marceca, L., Bajardi, S., Vasile, F., Marino, S., 2007. Risk analysis and GIS application in territorial planning and emergency management. *WIT Transition Ecology Environment* 102, 113 – 122.
- Baumgartner, D.U., Mieleitner, J., Alig, M., Gaillard, G., 2011. Environmental profiles of farm types in Switzerland based on LCA. In: Matthias Finkbeiner (Eds) *Towards Life Cycle Sustainability Management, Proceedings of Life Cycle Management (LCM) 2011 conference*, Berlin.

- BBF (Best Foot Forward), 2002. City Limits A resource flow and ecological footprint analysis of Greater London. London.
- Bergsdal, H., Strømman, A.H., Hertwich, E.G., 2005. Environmental Assessment of Two Waste Incineration Strategies for Central Norway. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10, 263–272.
- Björklund, A., 2011. Life cycle assessment as an analytical tool in strategic environmental assessment. Lessons learned from a case study on municipal energy planning in Sweden. *Environmental Impact Assessment Review* 32, 82–87.
- Blanc, I., Friot, D., Cabon, J., Mäenpää, I., Steinberger, J., Krausmann, F., Erb, K., Tukker, A., Vercalsteren, A., Van Hoof, V., 2009. Evaluation of Environmental Accounting Methodologies for the assessment of global environmental impacts of traded goods and services. Report to SKEP (Scientific Knowledge for Environmental Protection), www.imea-eu.org.
- Browne, D., Regan, B.O., Moles, R., 2008. Use of embodied energy and ecological footprinting to assess the global environmental impact of consumption in an Irish city-region. *Journal of Environmental Planning Management* 51, 37–41.
- Brullot, S., 2009. Mise en oeuvre de projets territoriaux d'écologie industrielle en France: vers un outil méthodologique d'aide à la décision. Thèse de doctorat, Université de technologie de Troyes, France.
- Buclet, N., 2009. Les déclinaisons territoriales des stratégies de développement durable: à la recherche de l'espace-temps perdu. Mémoire d'Habilitation à Diriger les Recherches, Université Technologique de Compiègne, France.
- Calame, P., 2009. Le territoire, acteur pivot du XXI^e siècle, in: *Essai Sur l'Oeconomie*. Editions Charles Léopold Mayer, Paris, France, pp. 373–418.
- Casanova, L., 2010. Les dynamiques du foncier à bâtir comme marqueurs du devenir des territoires de Provence intérieure , littorale et préalpine Éléments de prospective spatiale pour l'action territoriale. Thèse de doctorat, Université d'Avignon et des pays de Vaucluse, France.
- Cellura, M., Ardente, F., Longo, S., 2012. From the LCA of food products to the environmental assessment of protected crops districts: a case-study in the south of Italy. *Journal of Environmental Management* 93, 194–208.
- CGDD, 2011. L'évaluation environnementale des documents d'urbanisme: Le guide. Collection "Références" du Service de l'Economie, de l'Evaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD), France.

- CGDD, 2012. Le contenu carbone du panier de consommation courante. Service de l'observation et de la statistique, Le Point sur, n°121, 1-4.
- CGDD, 2013. Consommer local, les avantages ne sont pas toujours ceux que l'on croit. Service de l'observation et de la statistique, Le Point sur, n°158, 1-4.
- Combeau, R., 2013. Couplage ACV SIG: Application à l'évaluation environnementale du bassin de Thau. Mémoire de fin d'étude, Master 2 (A3TA) Université Paul Sabatier, Toulouse III, France.
- Commission Européenne, 2009. Rapport de la commission au Conseil, au parlement européen, au comité économique et social européen et au comité des régions sur l'application et l'efficacité de la directive relative à l'évaluation stratégique environnementale (directive 2001/42/CE), Bruxelles.
- Cooper, J.S., 2003. Specifying Functional Units and Reference Flows for Comparable Alternatives. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8, 337–349.
- Creusat, J., 2005. Du diagnostic à la prospective : une démarche pour passer des enjeux aux scénarios. INSEE Lorraine, 7 p.
- Cucurachi, S., Heijungs, R., Ohlau, K., 2012. Towards a general framework for including noise impacts in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 17, 471–487.
- Dandres, T., Gaudreault, C., Tirado-Seco, P., Samson, R., 2012. Macroanalysis of the economic and environmental impacts of a 2005–2025 European Union bioenergy policy using the GTAP model and life cycle assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16, 1180–1192.
- Datar, 1975. La méthode des scénarios: une réflexion sur la démarche et la théorie de la prospective. Travaux de recherche et de perspectives, Paris, la documentation française, n°12, 126 p.
- Datar, 2003. Quelle France rurale pour 2020 ? Contribution à une nouvelle politique de développement rural durable. Etude prospective de la Datar, Paris, 64 p.
- De Baan, L., Mutel, C.L., Curran, M., Hellweg, S., Koellner, T., 2013. Land use in life cycle assessment: global characterization factors based on regional and global potential species extinction. *Environmental Science and Technology* 47, 9281–90.
- De Schryver, A.M., van Zelm, R., Humbert, S., Pfister, S., McKone, T.E., Huijbregts, M. a. J., 2011. Value Choices in Life Cycle Impact Assessment of Stressors Causing Human Health Damage. *Journal of Industrial Ecology* 15, 796–815.

- Earles, J.M., Halog, A., 2011. Consequential life cycle assessment: a review. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16, 445–453.
- European Commission - Joint Research Center - Institute for Environment and Sustainability, 2010. International reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide on LCA - Detailed guidance. First edition. EUR 24708 EN. Publication office Of the European Union, Luxembourg.
- Eder, P., Narodoslawsky, M., 1999. What environmental pressures are a region's industries responsible for? A method of analysis with descriptive indices and input-output models. *Ecological Economics* 29, 359–374.
- Ekvall, T., 2002. Cleaner production tools: LCA and beyond. *Journal of Cleaner Production* 10, 403–406.
- Ekvall, T., Weidema, B.P., 2004. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 9, 161–171.
- Eurostat, 2008. Nace rev.2: Statistical classification of economic activities in the European Community. Luxembourg.
- FAO, 2006. Livestock's long shadow: environmental issues and options. Rapport, Rome.
- Feschet, P., Macombe, C., Garrabé, M., Loeillet, D., Saez, A.R., Benhmad, F., 2012. Social impact assessment in LCA using the Preston pathway. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 490-503.
- Finnan, J., Styles, D., Fitzgerald, J., Connolly, J., Donnelly, A., 2012. Using a Strategic Environmental Assessment framework to quantify the environmental impact of bioenergy plans. *GCB Bioenergy* 4, 311–329.
- Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S., 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management* 91, 1–21.
- Finnveden, G., Moberg, A., 2005. Environmental systems analysis tools? an overview. *Journal of Cleaner Production* 13, 1165–1173.
- Finnveden, G., Nilsson, M., Johansson, J., Persson, A., Moberg, A., Carlsson, T., 2003. Strategic environmental assessment methodologies — applications within the energy sector. *Environmental Impact Assessment Review* 23, 91–123.
- Fourny, M.-C., Denizot, D., 2007. La prospective territoriale, révélateur et outil d'une action publique territorialisée, in: Dodier, R., Rouyer, A., Séchet, R. (Eds.), *Territoires En Action et Dans L'action*. Presses Universitaires de Rennes, pp. 29–44.

- Frank, L.D., Stone, B., Bachman, W., 2000. Linking land use with household vehicle emissions in the central puget sound: methodological framework and findings. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 5, 173–196.
- Friot, D., 2009. Comptabilité environnementale et mondialisation: Quels défis? Quels modèles pour y répondre? Application d'un modèle Economie-Environnement-Impacts à l'évaluation des impacts environnementaux en Chine induits par l'Europe, et aux taxes carbone aux frontières de l'UE. Thèse de doctorat, Mines ParisTech, France.
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H., Doka, G., Dones, R., Hirschler, R., Hellweg, S., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M., 2007. Final report ecoinvent data v2.0, No. 1. Dübendorf, Switzerland.
- Frischknecht, R., Stucki, M., 2010. Scope-dependent modelling of electricity supply in life cycle assessments. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 806–816.
- Fukushima, Y., Hirao, M., 2002. LCA Methodology A Structured Framework and Language for Scenario-Based Life Cycle Assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 7, 317–329.
- Geppert, A., 2008. Vers l'émergence d'une planification stratégique spatialisée. Mémoire d'Habilitation à Diriger les Recherches, Université de Reims-Champagne-Ardenne, France.
- Giljum, S., Burger, E., Hinterberger, F., Lutter, S., Bruckner, M., 2011. A comprehensive set of resource use indicators from the micro to the macro level. *Resources, Conservation and Recycling* 55, 300–308.
- Giraut, F., 2008. Conceptualiser le territoire. *Historiens et Géographes* 403, 57–68.
- Godet, M., 1997. Manuel de prospective stratégique, Dunod. ed. 2 tomes, Paris, France.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., 2009. ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterization, first ed., Netherlands.
- González, A., Gilmer, A., Foley, R., Sweeney, J., Fry, J., 2011. Applying geographic information systems to support strategic environmental assessment: Opportunities and limitations in the context of Irish land-use plans. *Environmental Impact Assessment Review* 31, 368–381.
- Gonzalez-Demichel, C., Ménard, L., Nauze-Fichet, E., 2000. Une modélisation du lien entre croissance et emploi. Note de conjoncture, Insee.

- Graymore, M., Sipe, N., Rickson, R., 2008. Regional sustainability: How useful are current tools of sustainability assessment at the regional scale? *Ecological Economics* 67, 362–372.
- Guinée, J.B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., Ekvall, T., Rydberg, T., 2011. Life cycle assessment: past, present, and future. *Environmental Science and Technology* 45, 90–96.
- Guinée, J.B., Udo de Haes, H., Huppes, G., 1993. Quantitative life cycle assessment of products. *Journal of Cleaner Production* 1, 3–13.
- Guinée, J.B., van den Bergh, J.C.J., Boelens, J., Fraanje, P., Huppes, G., Kandelaars, P.P.A.A., Lexmond, T., Moolenaar, S., Olsthoorn, A., Udo de Haes, H., Verkuijlen, E., van der Voet, E., 1999. Evaluation of risks of metal flows and accumulation in economy and environment. *Ecological Economics* 30, 47–65.
- Haas, G., Wetterich, F., Geier, U., 2000. LCA Methodology Life Cycle Assessment Framework in Agriculture on the Farm Level. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5, 345–348.
- Helmes, R.J.K., Huijbregts, M. a. J., Henderson, A.D., Jolliet, O., 2012. Spatially explicit fate factors of phosphorous emissions to freshwater at the global scale. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 17, 646–654.
- Hertwich, E.G., Peters, G.P., 2009. Carbon footprint of Nations: A global, trade-linked analysis. *Environmental Science and Technology* 43, 6414–6420.
- Höjer, M., Ahlroth, S., Dreborg, K.-H., Ekvall, T., Finnveden, G., Hjelm, O., Hochschorner, E., Nilsson, M., Palm, V., 2008. Scenarios in selected tools for environmental systems analysis. *Journal of Cleaner Production* 16, 1958–1970.
- Hoof, G., Vieira, M., Gausman, M., Weisbrod, A., 2013. Indicator selection in life cycle assessment to enable decision making: issues and solutions. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 1568–1580.
- Huijbregts, M. a. J., Schöpp, W., Verkuijlen, E., Heijungs, R., Reijnders, L., 2000. Spatially Explicit Characterization of Acidifying and Eutrophying Air Pollution in Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology* 4, 75–92.
- Huijbregts, M.A.J., 1998. Application of Uncertainty and Variability in LCA. Part I: A General Framework for the Analysis of Uncertainty and Variability in Life Cycle Assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 3, 273–280.
- Humbert, S., 2009. Geographically Differentiated Life-cycle Impact Assessment of Human Health. Ph.D Thesis, University of California, Berkeley, USA.

- Humbert, S., Manneh, R., Shaked, S., Wannaz, C., Horvath, A., Deschênes, L., Jolliet, O., Margni, M., 2009. Assessing regional intake fractions in North America. *Science of the Total Environment* 407, 4812–20.
- International Agency for Research on Cancer (IARC), 2013. Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths. Report, World Health Organisation Lyon / Geneva.
- Insee, 2010a. Insee - Base de données - Données locales. URL <http://www.insee.fr/fr/bases-de-donnees/default.asp?page=statistiques-locales.htm>
- Insee, 2010b. Insee - Bases de données - Indices et séries statistiques - Banques de données Macro-Economiques -Comptabilité nationale - Comptes nationaux annuels - Consommation effective détaillée des ménages par fonctions.
- ISO, 1998. ISO 14041: Environmental management - Life cycle assessment - Goal and scope definition and inventory analysis. International Organization for Standardisation, Geneva, Switzerland.
- ISO, 2006a. ISO 14040: Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. International Organization for Standardisation, Geneva, Switzerland.
- ISO, 2006b. ISO 14044: Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. International Organization for Standardisation, Geneva, Switzerland.
- Jean, B. 2009. La multifonctionnalité des territoires ruraux: une nouvelle figure de la ruralité et une nouvelle perspective de développement territorial. Présentation Chaire de recherche du Canada en développement durable, Université du Québec à Rimouski, Canada
- Jégou, A., 2011. Territoires , acteurs , enjeux des dynamiques de durabilité urbaine : le cas de la métropole parisienne. Thèse de doctorat, Paris 1, Panthéon - Sorbonne.
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., 2003. IMPACT 2002 + : A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8, 324–330.
- Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P., 2005. Analyse du Cycle de Vie: Comprendre et réaliser un écobilan. EPFL, Lausanne, Suisse, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.
- Junnila, S.I., 2006. Empirical comparison of process and economic input-output life cycle assessment in service industries. *Environmental Science and Technology* 40, 7070–6.

- Känzig, J., Jolliet, O., 2006. Consommation de l'environnement: décisions et acteurs clés, modèles de consommation. Connaissance de l'environnement n°0616. Office fédéral de l'environnement, Berne, Suisse, 113 p.
- Kingston, R., 2007. Public Participation in Local Policy Decision-making: The Role of Web-based Mapping. *The Cartographic Journal* 44, 138–144.
- Kissinger, M., Rees, W.E., 2010. An interregional ecological approach for modelling sustainability in a globalizing world—Reviewing existing approaches and emerging directions. *Ecological Modelling* 221, 2615–2623.
- Koellner, T., Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Margni, M., Canals, L.M., Saad, R., Souza, D.M., Müller-Wenk, R., 2013. UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 1188-1202.
- Kounina, A., Margni, M., Bayart, J.-B., Boulay, A.-M., Berger, M., Bulle, C., Frischknecht, R., Koehler, A., Milà i Canals, L., Motoshita, M., Núñez, M., Peters, G., Pfister, S., Ridoutt, B., Zelm, R., Verones, F., Humbert, S., Cantonale, R., 2012. Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 707-721.
- Krewitt, W., Mayerhofer, P., Trukenmüller, A., Friedrich, R., 1998. LCA Methodology LCA Methodology Application of the Impact Pathway Analysis in the Context of LCA The Long "Way from Burden to Impact. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 3, 86–94.
- Lahr, J., Kooistra, L., 2010. Environmental risk mapping of pollutants: state of the art and communication aspects. *Science of the Total Environment* 408, 3899–907.
- Lardon, S., Maurel, P., Piveteau, V., 2001. Représentations spatiales et développement territorial. Hermès - Lavoisier, Paris.
- Lassaux, S., Renzoni, R., Germain, A., 2007. LCA Case Studies Assessment of Water from the Pumping Station to the Wastewater Treatment Plant. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12, 118–126.
- Lautier, A., 2010. Mettre en contexte les résultats d'une Analyse de Cycle de Vie - Développement de facteurs de normalisation canadiens et problématique de la définition des frontières. Travaux de maîtrise, Département de Génie chimique, Ecole Polytechnique de Montréal, Canada.
- Lazzeri, Y., Mouhoud, E.M., 2010. Prospective territoriale en terre de développement durable : une application à la région Guadeloupe. *Etudes caribéennes* 16.

- Le Bourhis, G., 2012. Prospective territoriale: les scénarios. Les construire, s'en servir, les dépasser. Collection "Outils et Repères", Service de connaissance des territoires et évaluation, DREAL Pays de la Loire, n° 9, 14 p.
- Lemos, D., 2011. Urban metabolism of Aveiro: LCA of the city demands and water cycle. Master thesis, Universidade de Aveiro, Portugal.
- Lemos, D., Dias, A.C., Gabarrell, X., Arroja, L., 2013. Environmental assessment of an urban water system. *Journal of Cleaner Production* 54, 157–165.
- Lenzen, M., 2001. Errors in Conventional and Input-Output-based Life-Cycle Inventories. *Journal of Industrial Ecology* 4, 127–148.
- Lenzen, M., 2008. Double-Counting in Life Cycle Calculations. *Journal of Industrial Ecology* 12, 583–599.
- Lesage, P., Ekvall, T., Deschênes, L., Samson, R., 2007. Environmental Assessment of Brownfield Rehabilitation Using Two Different Life Cycle Inventory Models. Part 1 : Methodological Approach. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12, 391–398.
- Loinger, G., Spohr, C., 2004. Prospective et planification territoriales: Etat des lieux et propositions. Note du Centre de Prospective et de Veille Scientifique (CPVS) n°19, 164 p.
- Loubet, P., Roux, P., Nunez, M., Belaud, G., Bellon-Maurel, V., 2013. Assessing water deprivation at the sub-river basin scale in LCA integrating downstream cascade effects. *Environmental Science and Technology* 47, 14242–14249.
- Lundie, S., Peters, G.M., Beavis, P.C., 2004. Life Cycle Assessment for Sustainable Metropolitan Water Systems Planning. *Environmental Science and Technology* 38, 3465–3473.
- Ma, H., Hung, M.-L., Chen, P.-C., 2007. A systemic health risk assessment for the chromium cycle in Taiwan. *Environment International* 33, 206–218.
- Majeau-Bettez, G., Strømman, A.H., Hertwich, E.G., 2011. Evaluation of process- and input-output-based life cycle inventory data with regard to truncation and aggregation issues. *Environmental Science and Technology* 45, 10170–7.
- Manneh, R., 2011. Evaluation de l'incertitude lors du développement de la fraction prise pour la détermination des impacts sur la santé humaine dans le cadre de l'Analyse du Cycle de Vie. Thèse de doctorat, Ecole Polytechnique de Montréal, Canada.

- Marchand, M., 2013. Considération de la différenciation spatiale dans l'évaluation des impacts locaux au moyen de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) - Application à la gestion des déchets ménagers. Thèse de doctorat, Université de Rennes 1, France.
- Mattila, T.J., Pakarinen, S., Sokka, L., 2010. Quantifying the total environmental impacts of an industrial symbiosis - a comparison of process-, hybrid and input-output life cycle assessment. *Environmental Science and Technology* 44, 4309–14.
- Maurel, P., 2012. Signes, Données et Représentations Spatiales: Des éléments de sens dans l'élaboration d'un projet de territoire intercommunal. Application au territoire de Thau. Thèse de doctorat, Université du Sud Toulon Var, France.
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J., Behrens, W., 1972. Limits to growth. Universe Books, London, 205 p.
- MEDD, 2006. Circulaire du 12/04/06 relative à l'évaluation de certains plans, schémas, programmes et autres documents de planification ayant une incidence notable sur l'environnement, Ministère de l'Ecologie, France.
- MEDDTL, 2011a. Indicateurs de développement durable pour les territoires. Ministère de l'Ecologie, CGDD, Etudes & documents n°57, 176 p.
- MEDDTL, 2011b. Fiche exemples 12: Hiérarchisation et territorialisation des enjeux. Collection "Références", SEEIDD, CGDD, Ministère de l'Ecologie, 5 p.
- Merk, O., Comtois, C., 2012. Compétitivité des villes portuaires : Le cas de Marseille-Fos. OECD Regional Development Working Paper, 2012/11, OECD publishing, 72 p.
- Mila i Canals, L., Azapagic, A., Doka, G., Jefferies, D., King, H., Mutel, C., Nemecek, T., Roches, A., Sim, S., Stichnothe, H., Thoma, G., Williams, A., 2011. Approaches for Addressing Life Cycle Assessment Data Gaps for Bio-based Products. *Journal of Industrial Ecology* 15, 707–725.
- Moine, A., 2006. Le territoire comme un système complexe : un concept opératoire pour l'aménagement et la géographie. *L'espace Géographique* 35, 115–132.
- Mongelli, I., Suh, S., Huppes, G., 2005. A Structure Comparison of two Approaches to LCA Inventory Data , Based on the MIET and ETH Databases. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10, 317–324.
- Morselli, L., De Robertis, C., Luzi, J., Passarini, F., Vassura, I., 2008. Environmental impacts of waste incineration in a regional system (Emilia Romagna, Italy) evaluated from a life cycle perspective. *Journal of Hazardous Materials* 159, 505–11.

- Morselli, L., Luzi, J., De Robertis, C., Vassura, I., Carrillo, V., Passarini, F., 2007. Assessment and comparison of the environmental performances of a regional incinerator network. *Waste Management* 27, S85–91.
- Munksgaard, J., Pedersen, K.A., 2001. CO₂ accounts for open economies: producer or consumer responsibility? *Energy Policy* 29, 327–334.
- Muñoz, I., Milà-i-Canals, L., Fernández-Alba, A.R., 2010. Life Cycle Assessment of Water Supply Plans in Mediterranean Spain. *Journal of Industrial Ecology* 14, 902–918.
- Muradian, R., O'Connor, M., Martinez-Alier, J., 2002. Embodied pollution in trade: estimating the “environmental load displacement” of industrialised countries. *Ecological Economics* 41, 51–67.
- Nilsson, M., Björklund, A., Finnveden, G., Johansson, J., 2005. Testing a SEA methodology for the energy sector: a waste incineration tax proposal. *Environmental Impact Assessment Review* 25, 1–32.
- Nissinen, A., Gronroos, J., Heiskanen, E., Honkanen, A., Katajajuuri, J., Kurppa, S., Mäkinen, T., Maenpää, I., Seppälä, J., Timonen, P., 2007. Developing benchmarks for consumer-oriented life cycle assessment-based environmental information on products, services and consumption patterns. *Journal of Cleaner Production* 15, 538–549.
- Niza, S., Rosado, L., Ferrão, P., 2009. Urban Metabolism. *Journal of Industrial Ecology* 13, 384–405.
- Owens, J.W., 1997. Life-Cycle Assessment: Constraints on Moving from Inventory to Impact Assessment. *Journal of Industrial Ecology* 1, 37–49.
- Pennington, D.W., Margni, M., Ammann, C., Jolliet, O., 2005. Multimedia fate and human intake modeling: spatial versus nonspatial insights for chemical emissions in Western Europe. *Environmental Science and Technology* 39, 1119–28.
- Pérez-soba, M., Petit, S., Jones, L., Bertrand, N., Briquel, V., Omodei-zorini, L., Contini, C., Farrington, J.H., Mossello, M.T., Wascher, D., 2008. Land use functions – a multifunctionality approach to assess the impact of land use changes on land use sustainability The need for integrative approaches in Sustainability Impact Assessment and explicit links to, in: Helming, K., Pérez-Soba, M., Tabbush, P. (Eds.), *Sustainability Impact Assessment of Land Use Changes*, 375–404.
- Pesonen, H.-L., Ekvall, T., Fleischer, G., Huppes, G., Jahn, C., Klos, Z.S., Rebitzer, G., Sonnemann, G.W., Tintinelli, A., Weidema, B.P., Wenzel, H., 2000. Framework for scenario development in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5, 21–30.

- Potting, J., Hauschild, M.Z., 2006. Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment: A decade of method development to increase the environmental realism of LCIA. *Journal of Cleaner Production* 1, 11–13.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B., 2008. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: goal and scope and inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 290–300.
- Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W.-P., Suh, S., Weidema, B.P., Pennington, D.W., 2004. Life cycle assessment - Part I: framework, goal and scope definition, inventory analysis and applications. *Environment International* 30, 701–720.
- Rey-Valette, H., Damart, S., Rodriguez, T., Roussillon, J.-P., 2007. Hiérarchisation des indicateurs de développement durable en vue de contribuer à la constitution d'un observatoire du territoire de Thau. Rapport final, Atelier 4 Sciences Sociales, Chantier PNEC "Lagunes Méditerranéennes", 61 p.
- Rigamonti, L., Falbo, A., Grosso, M., 2013. Improvement actions in waste management systems at the provincial scale based on a life cycle assessment evaluation. *Waste Management* 33, 2568-2578.
- 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., Hauschild, M.Z., 2008. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 532–546.
- Roux, P., Boutin, C., Risch, E., 2009. Life Cycle environmental Assessment (LCA) of sanitation systems including sewerage: Case of vertical flow constructed wetlands versus activated sludge, Life Cycle Management (LCM) Conference Berlin, 9 p.
- Risch, E., Roux, P., Boutin, C., Héduit, A., 2012. L'analyse de cycle de vie (ACV) des systèmes d'assainissement: un outil complémentaire d'aide à la décision. *Science Eaux et Territoires* 9, 82–91.
- Saad, R., Koellner, T., Margni, M., 2013. Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 1253–1264.
- Salomone, R., Ioppolo, G., 2012. Environmental impacts of olive oil production: a Life Cycle Assessment case study in the province of Messina (Sicily). *Journal of Cleaner Production* 28, 88–100.

- Schmidt, J.H., 2008. System delimitation in agricultural consequential LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 350–364.
- Schmitt, G., 2013. « Oliver Walser, Laurent Thévoz, Florent Joerin, Martin Schuler, Stéphane Joost, Bernard Debarbieux et Hy Dao : Les SIG au service du développement territorial », Lausanne (Suisse), Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, 2011, 318 p. *Territoire en Mouvement* 17-18.
- Seppälä, J., Melanen, M., Mäenpää, I., Koskela, S., Tenhunen, J., Hiltunen, M., 2005. How Can the Eco-efficiency of a Region be Measured and Monitored ? *Journal of Industrial Ecology* 9, 117–130.
- SMBT, 2013a. Rapport de présentation du SCoT et de son chapitre individualisé valant SMVM. Tome 1: Diagnostic / Etat initial de l'environnement. Sète, France.
- SMBT, 2013b. Projet d'Aménagement et de Développement Durable (PADD) du SCoT et de son chapitre individualisé valant SMVM, Sète, France.
- Sonnemann, G.W., Vigon, B., 2011. Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases - "Shonan Guidance Principles". Evers David and Kapustka Larry (eds.), SCP document, UNEP-SETAC, 158 p.
- Suh, S., 2004. Comprehensive Environmental Data Archive (CEDA) 3.0 User's guide. Report, CML, Leiden University, The Netherlands.
- Suh, S., Huppes, G., 2002. Missing inventory estimation tool using extended input-output analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 7, 134–140.
- Suh, S., Huppes, G., 2005. Methods for Life Cycle Inventory of a product. *Journal of Cleaner Production* 13, 687–697.
- Thabrew, L., Wiek, A., Ries, R., 2009. Environmental decision making in multi-stakeholder contexts: applicability of life cycle thinking in development planning and implementation. *Journal of Cleaner Production* 17, 67–76.
- Thériault, M., Prélaz-Droux, R., 2011. Utilisation des SIG en aménagement du territoire. *Revue Internationale de Géomatique* 11, 303–308.
- Tukker, A., Huppes, G., Guinée, J., Heijungs, R., de Koning, A., Van Oers, L., Suh, S., Geerken, T., Van Holderbeke, M., Jansen, B., Nielsen, P., 2006. Environmental Impact of Products (EIPRO): Analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25. Technical report 22284 EN, European Commission - Joint Research Center, Institute for Prospective Technological Studies, 141 p.

- Vanier, M., 2008. Le pouvoir des territoires. Essai sur l'interterritorialité, *Anthropos-Economica*, Paris, 160 p.
- Vázquez-Rowe, I., Rege, S., Marvuglia, A., Thénie, J., Haurie, A., Benetto, E., 2013. Application of three independent consequential LCA approaches to the agricultural sector in Luxembourg. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 1593–1604.
- Villalba, G., Gemechu, E.D., 2011. Estimating GHG emissions of marine ports—the case of Barcelona. *Energy Policy* 39, 1363–1368.
- Weidema, B., 2003. Market information in life cycle assessment. Environmental Project n°863. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen.
- Weidema, B.P., Thrane, M., Christensen, P., Schmidt, J., Løkke, S., 2008. Carbon Footprint. *Journal of Industrial Ecology* 12, 3–6.
- Wiedmann, T.O., Wilting, H., Lutter, S., Palm, V., Giljum, S., Wadeskog, A., Nijdam, D., 2009a. Development of a methodology for the assessment of global environmental of traded goods and services. SKEP ERA-NET Project EIPOT, final report.
- Wiedmann, T.O., Lenzen, M., Barrett, J.R., 2009b. Companies on the Scale: Comparing and benchmarking the sustainability performance of businesses. *Journal of Industrial Ecology* 13, 361–383.
- Wiggering, H., Müller, K., Werner, A., Helming, K., 2003. The Concept of Multifunctionality in Sustainable Land Development, in: Helming, K., Wiggering, H. (Eds.), *Sustainable Development of Multifunctional Landscapes*. Springer Berlin / Heidelberg, 3–18.
- Wittmaier, M., Langer, S., Sawilla, B., 2009. Possibilities and limitations of life cycle assessment (LCA) in the development of waste utilization systems - Applied examples for a region in Northern Germany. *Waste Management* 29, 1732–8.
- World Commission on Environment and Development, 1987. *Our common future*. Oxford. Oxford University Press, 400 p.
- Yi, I., Itsubo, N., Inaba, A., Matsumoto, K., 2007. Development of the Interregional I / O Based LCA Method Considering Region-Specifics of Indirect Effects in Regional Evaluation. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12, 353–364.
- Zamagni, A., Guinée, J., Heijungs, R., Masoni, P., Raggi, A., 2012. Lights and shadows in consequential LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 17, 904–918.

Articles supports du manuscrit de thèse

[Article A] Environmental assessment of a territory: an overview of existing tools and methods

[Article B] Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning

[Article C] Implementation of an adapted LCA framework to environmental assessment of a territory: Important learning points from a French Mediterranean case study

[Article A] Environmental assessment of a territory: an overview of existing tools and methods

Journal of Environmental Management 112 (2012) 213–225

Contents lists available at [SciVerse ScienceDirect](#)

 **Journal of Environmental Management**

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jenvman



Review

Environmental assessment of a territory: An overview of existing tools and methods

Eléonore Loiseau^{a,b,*}, Guillaume Junqua^c, Philippe Roux^b, Véronique Bellon-Maurel^b

^a AgroParisTech, ENGREF, 19 avenue du Maine, 75732 Paris cedex 15, France
^b Irstea, UMR ITAP, ELSA (Environmental Lifecycle and Sustainability Assessment), 361 rue Jean-François Breton, BP5095, 34196 Montpellier cedex 5, France
^c Ecole des Mines d'Alès, LGEI, ELSA (Environmental Lifecycle and Sustainability Assessment), 6 avenue de Clavières, 30319 Alès, France

ARTICLE INFO	ABSTRACT
Article history: Received 8 February 2012 Received in revised form 23 July 2012 Accepted 26 July 2012 Available online Keywords: Territory Land planning Environmental assessment Impacts Methodological framework	In order to reduce our environmental impact, methods for environmental assessment of human activities are urgently needed. In particular in the case of assessment of land planning scenarios, there is presently no consensual and widely adopted method although it is strongly required by the European Directive (2001/42/EC) on Strategic Environmental Assessment. However, different kinds of tools and methods are available such as human and environmental risk assessment, the ecological footprint, material flow analysis, substance flow analysis, physical input–output table, ecological network analysis, exergy, emergy or life cycle assessment. This review proposes a discussion on these tools and methods specifically applied to territories. After the meaning of territory is clarified, these approaches are presented and analyzed based on “key features” such as formalization, system modeling, inventoried flows, indicators provided and usability. This comparison highlights the strengths and weaknesses of each tool. It also emphasizes that the approach of life cycle assessment could provide a relevant framework for the environmental assessment of territories as it is the only method which can avoid burden shifting between life cycle stages, environmental impacts and territories. © 2012 Elsevier Ltd. All rights reserved.

A.1 Introduction

The concept of environmental assessment was introduced in the 1970s to meet several challenges, i.e. integrate the environmental component in decision making processes, provide analysis on the state of the environment thanks to deeper and more formalized knowledge, and finally, increase citizens' awareness on environmental issues (Lerond et al., 2003). With regards to public policy, initiatives on environmental assessment were initially focused on “projects” (EEC, 1985) and subsequently on “plans” and “programmes” with the implementation of the European Directive 2001/42/EC (EU, 2001). This directive provides for the implementation of a procedural tool called Strategic Environmental Assessment (SEA). It must be applied at an early stage in the decision-making process for plans and programmes that may have significant effects on the environment (EU, 2001). This particularly concerns programmes related to the territory and its spatial planning which are the responsibility of local authorities.

The term “territory” is used in many different disciplines such as physical geography, human-political geography as well as biology or ecology and therefore has many different meanings (Brulot, 2009). Moine (2006) defines a territory as a complex and evolving system which associates a group of stakeholders, on the one hand, and the geographical space that these stakeholders use, develop and manage. As the geographical scale can vary greatly, the European Union through Regulation No 1059/2003 (EU, 2003) provides for a shared nomenclature that defines territorial units from the scale of small administration units (“communes” in France, “wards” in the UK, “Gemeinden” in Germany or “freguesias” in Portugal) up to that of the nation. A territory may also be seen as an “open system that exchanges with other territories (goods, materials, energy, etc.), and with environmental compartments (air, soil, water) as well as with flora and fauna” (Calame, 2009). The environmental assessment of a territory is complex and not formalized yet, even though the directive on Strategic Environmental Assessment stipulates that its application is mandatory during the preparation of plans and programmes. The European Commission (2009) reported that the Member States are faced with a lack of homogeneity concerning content definition, scope and baseline analysis for the establishment of the environmental report. Standard criteria are also lacking.

In order to address this issue of lack of standardized methodology, this article aims at analyzing existing tools and methods used to conduct the environmental assessment of a

territory, pinpointing their weaknesses and their potential, and proposing a new methodological framework. Our study is based on a critical review of different environmental assessment approaches (i.e., Human and Environmental Risk Assessment, the Ecological Footprint, Material Flow Analysis, Substance Flow Analysis, Physical Input-Output Table, Ecological Network Analysis, Exergy, Emergy and Life Cycle Assessment). As with Ness et al. (2007), we have excluded monetization-based tools (like the hedonic pricing method) as they are not considered as sustainability assessment tools in themselves, but rather as complementary tools used when monetary values are needed, e.g., for non-market goods and services. In this review, the emphasis is put on the regional scale as an integrated understanding is essential in order to implement sustainable development strategies during regional planning (Varga and Kuehr, 2007). The regional scale is defined as the spatial scale below a nation, usually including two or more communities (Graymore et al., 2008), with naturally or arbitrary determined boundaries, and which covers from tens to thousands of kilometers (Campbell, 1998). Assessment methods can be applied to consumption activities (i.e., inhabitants lifestyles), production activities (i.e., economic activities), or both of them.

A.2 The key features to compare environmental assessment methods applied to a territory

We propose to compare the various environmental assessment methods with regard to a panel of “key features” and their related criteria. The five key features used to analyze the methods are: (i) “formalization”, (ii) “system modeling”, (iii) “inventoried flows”, (iv) “indicators provided” and (v) “usability” of the method. They are described in items below.

(i) First of all, these methods have not reached the same level of maturity or “formalization”.

(ii) All these methods make a representation of a system, i.e. “system modeling”. It is the basis for the quantification of flows within the system and between the system and the technosphere and ecosphere. The technosphere represents the technologies deployed for human activities, including the studied system. The ecosphere models the environmental mechanisms (Hofstetter, 1998). A correct modeling will be as exhaustive and precise as possible. Exhaustiveness may be attained if the modeling complies with “life cycle thinking”. A life cycle approach takes into account upstream and downstream impacts along the whole chain from raw material extraction through production, use, end of life processing and final disposal (from cradle to grave) (ISO, 2006a). Consequently, it makes it possible to compute direct

flows which only concern the product under study, and the indirect flows, which account for flows that have occurred upstream in the production process (Eurostat, 2001). The life cycle approach is essential to avoid burden shifting between life cycle stages or territories (Finnveden et al., 2009). This last point is crucial as the sustainability of a territory depends heavily on the sustainability of the other territories with which it interacts, either directly or indirectly (Kissinger and Rees, 2010).

Preciseness deals with the adequacy between the system modeling and the available data. Two main strategies are used by environmental assessment tools (Blanc et al., 2009). On the one hand, the top-down strategy gives a global view of the system without providing details on its different components. The system is often viewed as a “black box”. On the other hand, the bottom-up strategy functions at a disaggregated level. It represents detailed systems, which are integrated as subsystems of another bigger system allowing both a detailed and comprehensive analysis, which is something that top-down approaches cannot do (De Marco et al., 2009). The drawback of a disaggregated representation is that it cannot integrate all the components of a system (in particular upstream activities) which may lead to significant errors, called “truncation errors”, notably for indirect flow computations (Lenzen, 2000).

(iii) System modeling makes it possible to inventory “flows”. As they all start with an inventory of flows, the various methods used for environmental assessment characterize in varying detail the “metabolism” of a territory. Ayres and Simonis (1994) define “industrial metabolism” as the series of physicochemical transformations which convert the raw materials into products and wastes, and which is regulated by the economic system. Fischer-Kowalski and Hüttler (1998) adopt the term “society’s metabolism” which has a broader application. Finnveden and Moberg (2005) highlight the need to define the nature of these flows, i.e. consumption of resources (inflows) and emissions of pollutants (outflows), the latter being generally limited to the description of air, water, or soil emissions, while wastes are excluded (Van der Voet et al., 1999). To better discriminate tools, greenhouse gas emissions are separated from other pollutant emissions. Regarding resources, it is also important to make a distinction between non-renewable and renewable (non-water) resources. We must also pay particular attention to water resources and land use as they are specifically linked to the area under study.

(iv) These inventoried flows are used to build “indicators”. An indicator is defined as an “observed variable that is used to report a non observable reality” (Boulanger, 2004). Methods that perform multi-criteria assessment and provide various indicators are preferred

as they avoid problem-shifting from one environmental impact category to another (Finnveden et al., 2009). There is a great variety of environmental assessment indicators. In order to classify them, we can use the DPSIR (Drivers-Pressure-State-Impact-Response) analytical framework of the European Environment Agency (EEA Report, 1999). It is used to structure the cause and effect relationships that are associated with environmental issues (Ness et al., 2010). The “driver” indicators deal with all the levels of production and consumption of a society (e.g., population growth). They apply “pressure” on the environment (pollutant emissions or resource use), which can modify its “state” (e.g., eutrophication of the environment) with possible “impacts” on human health or on ecosystem quality. These impacts may lead to a “response” from our societies. The driver and response indicators belong to the societal sphere while the others are related to the environmental sphere. The various methods studied will deliver two main categories of environmental indicators, i.e., pressure indicators and impact indicators (including state indicators).

As emphasized by Yi et al. (2007), it is necessary to consider regional characteristics (i.e., structural and environmental features) while performing regional assessment. Concerning impacts, Owens (1997) classifies them according to their geographical scale. There are “global impacts” which impact the whole planet (e.g., global warming), “regional impacts” which deal with the continental scale (e.g., acidification) and “local impacts” (e.g., ecotoxicity). In order to enhance the assessment accuracy of non global impacts, spatial differentiation that takes into account the location of the emissions and the characteristics of the receiving environment, is needed (Potting and Hauschild, 1997). Depending on the spatial resolution, two levels of differentiation are proposed by Potting and Hauschild (2006), the site-dependent level corresponding to regional impacts and the site-specific level focusing on local impacts. Whether a method takes into account -or not- the level of resource availability and the receiving environment is another important feature of environmental assessment.

(v) Finally, these tools and methods are more or less easy to use. The usability of a method encompasses feasibility as well as the general public’s understanding of it. The term “feasibility” refers to the availability of the data required for assessment implementation. A lack of data may reduce the scope of assessment and increase uncertainty.

Concerning general public’s understanding, aggregation generally provides more understandable results (Bare et al., 2000). Indicators may be aggregated by means of different weighting methods within a single value called “index” (Boulanger, 2004). However, authors (Giljum et al., 2011) see aggregation as a subjective process based on very strong hypotheses

designed to provide results within a single unit (e.g., the ecological footprint estimation). It is therefore necessary to critically analyze the aggregation results (Ahlroth et al., 2011). Moreover, the understanding of the method is fostered if the results presented are linked to a frame of reference which is familiar to the general public (Nissinen et al., 2007). For their part, Weidema et al. (2008) estimate that a simple and easy-to-use tool that is based on a “catchy” concept has a better chance of being adopted by the general public.

These key features and their related criteria (see Table A-1) will form the basis for the building of a comparison table so as to evaluate environmental assessment tools and methods applied to a territory.

Key features	Related criteria	Description	Is there a scoring grid?
Formalization	Methodological framework	Presence of a methodological framework?	YES
System modeling	Life cycle thinking	Is life cycle thinking taken into account?	
	Strategies	What is the method of representation of the system as a whole? • Top-down approach? • Bottom-up approach?	NO (binary criterion)
Inventoried flows	Non-renewable resources	Are these flows taken into account?	YES
	Renewable resources		
	Water resources		
	Land use		
	Greenhouse gas emissions		
	Pollutant emissions		
Indicators provided	Type	What is the type of indicators provided? • Indicators of pressure? • Indicators of impacts?	NO (binary criterion)
	Multi-criteria assessment	Is a multi-criteria assessment performed?	YES
	Spatial differentiation	Is spatial differentiation considered?	
Usability	Feasibility	Are data easily available?	YES
	Understanding	Are the indicators provided by the method easily understood by general public?	

Table A-1 Key features and related criteria built for the qualitative comparison of tools and methods used to perform the environmental assessment of a territory.

For non-binary criteria, a scoring grid based on their level of performance of the studied criterion is proposed:

“-”: no performance value is given for this criterion as the method is not designed to include it

“+”: the performance for this criterion is average as this criterion is partially taken into account by the method

“++”: the performance for this criterion is good as this criterion is included in the method but still needs improvements

“+++”: the performance for this criterion is excellent as this criterion is completely covered by the method

For non-binary criteria (i.e. which integrate more than two modalities), a scoring grid is also proposed in Table A-1. For each criterion in each method, we attribute a score in relation to its level of performance. The score is ranking from “-” (“no performance value is given for this criterion as the method is not designed to include it”) to “+++” (“the performance for this criterion is excellent as this criterion is completely covered by the method”).

A.3 Tools and methods used for environmental assessment of a territory

The methods presented below have all been applied on territories. In addition, all of these methods tend to adopt a holistic approach, which is recommended to perform an accurate environmental assessment of complex systems, such as territories (Marchettini et al., 2006). Among these methods, certain, such as human and environmental risk assessment, are based on regulatory texts. Other tools, such as the ecological footprint, have the advantage to be easily understood by the general public and have thus seen a strong expansion. All of these methods are based on the study (in variable depth) of material and energy flows. Each of these methods will be detailed and a critical analysis of their aptitude for territorial assessment will be provided.

A.3.1 Human and Environmental Risk Assessment (HERA)

Risks can be defined as the likelihood of harmful effects to human health or to ecosystems resulting from exposure to an environmental stressor (US EPA, 2011). The risk assessment approach was developed by the American Academy of Science in the early eighties (INERIS, 2003). Subsequently, it was adopted by the European Union (EEC, 1993; 1994). The ultimate objective of risk assessment is to provide a decision support tool so that (i) problematic substances can be identified, (ii) additional sources of pollution can be characterized, and (iii) measures designed to mitigate them can be fostered (Copin et al., 2008).

Most risk assessment methods established at the international level consist of four main phases (Perrodin et al., 2011): (i) hazard identification (substances which can cause adverse effects depending on different levels of exposure), (ii) evaluation of dose-response relationship (relationship between exposure to a hazardous substance and the incidence on health and the environment), (iii) estimation of the exposure (the environmental fate of substances and exposure pathways for populations or ecosystems) and (iv) risk characterization (likelihood of hazard occurrence for an individual in a given population or an organism in a given ecosystem).

The Commission Directive 93/67/EEC (EEC, 1993) details how to complete these steps which are based on simplified risk characterization (see supporting information A.7.1). More sophisticated risk assessments can also be performed by using multimedia multipathway modeling of emissions and exposure (Rosenbaum et al., 2007).

Risk assessment has two main advantages. Firstly, it is traditionally dedicated to the local level and takes into account territorial characteristics in the assessment of the exposure of selected targets. Its scope is generally limited to the study of one site but can be widened to the scale of a region or even a country (Wegener Sleeswijk, 2010). However, regional environmental risk assessments are more complex (Xu et al., 2004) as they aim to provide a comprehensive view of multiple stressors, multiple exposure and multiple receptors. Only few case studies have been reported (Gupta, 2002; Xu et al., 2004; Xu and Liu, 2009). Temporal differentiation can also be accounted for in risk assessment approaches (Cowell et al., 2002). On the other hand, it shows some drawbacks: it only deals with two types of impact (human toxicity and ecotoxicity) and focuses on only one part of the problem as it never takes into account substance interactions, or only in a succinct manner (Wegener Sleeswijk, 2010). It is prone to problem-shifting from one substance to another or from one impact to another. One last drawback is linked to a lack of public understanding. Jeswani et al. (2010) outlined that due to the complexity of the issues, the potential lack of objectivity and the existence of multiple uncertainties, public can show distrust regarding the results. Although this may be the case for other methods, this feeling may be increased in risk assessment due to the fact that uncertainties are more discussed than in other methods.

A.3.2 The Ecological Footprint (or EF)

The ecological footprint concept was developed by Wackernagel and Rees in the 1990s (Ayres, 2000) in response to discussions on the notion of “carrying capacity”. The carrying capacity is defined as “the population of a given species that can be supported indefinitely in a given habitat without permanently damaging the ecosystem upon which it depends” (Rees, 1992). Thus, the EF expresses the theoretical area (given by a single indicator i.e. “global hectare”) used by man to produce the bioresources that he consumes and to assimilate the waste that he generates (including the CO₂ resulting from his energy consumption) (Wackernagel et al., 1999).

The EF of a population, of a city, or of a nation is obtained by adding up the ecological footprint of all its inhabitants (see supporting information A.7.2) (Kitzes and Wackernagel,

2009). It can also be calculated from aggregated data on the consumption and production of a studied area (Monfreda et al., 2004). It is widely used at the level of nations or cities (“Global Footprint Network,” 2011). Yet, there are also some case studies at regional level (Bagliani et al., 2008; Graymore et al., 2008; Hopton and White, 2011; Huang et al., 2007; McDonald and Patterson, 2004; Yue et al., 2006; Zhou and Imura, 2011).

If the EF of a territory is equal to its biocapacity (land area that is ecologically productive in the study area), it is deemed to be “balanced” (Bagliani et al., 2008). An EF which is inferior to the total area means it can export its biocapacity in the form of products or services. On the other hand, a superior EF indicates that the territory will have to turn to trade in order to meet sustainability conditions (Stoeglehner and Narodoslowsky, 2008). Hence, the EF enables us to see if the goods and services provided by the ecosystem are consumed in an equitable way between territories by comparing the EF of an inhabitant over different territories (Feng, 2005). In addition, it evaluates for a territory, human consumption patterns, potential availability of ecological goods and services, and pressures caused by human activities (Pulselli et al., 2008). However, the concept has been severely criticized. According to Van den Bergh and Verbruggen (1999), the EF is by no means a comprehensive and transparent tool, notably in the phase of aggregation of areas related to different land categories. It gives the same weight to certain land categories although they have very different environmental impacts (e.g., crop lands are assigned the same weight as built-up lands, which is highly questionable). Another serious reservation concerns the fact that pollutants and toxic substances are not integrated into the calculation of the EF as well as the issue of biodiversity (Kitzes et al., 2009). Besides, Piguet et al. (2007) demonstrated that the global hectare unit cannot correctly account for carbon emissions and therefore must be abandoned. Lastly, the role of technologies is inadequately accounted by the footprint concept. Hence, an agricultural area, where intense farming methods are used, will have a smaller EF for a given production output than extensive methods, although they may in reality encourage less sustainable production practices. This misleading interpretation is due to the fact that the EF does not take into account diffuse pollution and is not properly correlated with land degradation. These factors can have sustainability implications that are more significant than the footprint in itself (Fiala, 2008).

A.3.3 Material and energy flow analysis

Material and energy flow analysis applies the first law of thermodynamics on matter conversation (i.e. mass and energy). It permits a coherent and comprehensive compilation of inputs and outputs, as well as material and energy stocks, of a system (Hammer et al., 2003). A distinction is made between material flow analysis (MFA), substance flow analysis (SFA) and tools based on input-output tables (physical input-output table and ecological network analysis).

A.3.3.1 Material Flow Analysis (MFA)

MFA can be used to establish the material and energy balances of a system. It is mostly applied on a national scale due to the easy accessibility to relevant data and the existence of a methodological framework developed by Eurostat (2001). The system under study is defined by two types of boundaries; the boundaries between the technosphere and the ecosphere (only flows that cross these boundaries are studied), and the boundaries separating it from other economies (identification of imports and exports). The computation of the system input and output flows leads to the definition of different indicators that are expressed in tons of materials or in joules (see supporting information A.7.3). These indicators provide a global representation of human pressures on the ecosphere as a positive correlation between material flows and environmental damage is supposed. In addition, they can be used to identify resource management scenarios as the decrease in inputs should lead to a drop in outputs emanating from the technosphere (Hammer et al., 2003).

Material flow analysis is a necessary tool for assessing the dematerialisation of an economy (which allows the decoupling of social and economic wellbeing from resource use) and therefore its evolution towards sustainability (Bringezu, 1997). However, MFA does not distinguish between the different types of resources. Hence, every ton of material has implicitly the same impact (Seppälä et al., 2005). It is therefore very important to provide more information on the different types of resources used (Hammer et al., 2003), pay particular care when interpreting these results, and restrict the scope of flows aggregation. Another drawback is the difficulty in identifying and quantifying indirect flows, which are often poorly estimated (Barles, 2010).

Although MFA has been widely applied at a national scale, some studies at regional scales can also be reported (Barles, 2009; Browne et al., 2011; Brunner et al., 1994; Faist Emmenegger and Frischknecht, 2003; Kovanda et al., 2009; Sinclair et al., 2005; Tachibana et

al., 2008). However, a uniform methodology does not exist yet for this scale (Hammer et al., 2003). Niza et al. (2009) showed that each material flow approach at the regional scale has its own characteristics, which are heavily influenced by the statistical data available. Consequently, several studies are simplified and focus, for example, on certain materials (the most significant in volumes terms), which renders the analysis incomplete. Besides agreeing on the absence of methodological framework, Binder (2007) highlighted the difficulty in applying MFA results in decision-making at a regional scale: MFA must provide more than simple description results (i.e., flows) to be useful for policy makers.

A.3.3.2 Substance Flow Analysis (SFA)

Substance flow analysis consists in evaluating substance flows on a given area over a given time (generally one year). The flows are comprised on inflows, outflows and stocks (quantities of substances accumulated in the products in the study area) (Jonsson et al., 2008). SFA can identify flows of a given problematic substance as well as its sources (Lindqvist and Vonmalmberg, 2004). SFA can therefore be used to study flows circulating within a given area which is no longer considered as a “black box”. Few case studies can be reported at a regional scale (Fuster et al., 2001; Timmermans and Van Holderbeke, 2004; Wu et al., 2012; Yuan, Liu, et al., 2011; Yuan, Sun, et al., 2011). Flow changes over past and future timeframes can equally be tracked (Van der Voet et al., 2002).

There is no standard SFA methodology although several propositions have been put forward. Udo de Haes et al. (1997) suggest that SFA should be implemented in three steps. The first step consists in defining the objectives (identification of pollution sources, stocks and missing flows, loops etc.) and the system (substance choices, system boundaries, economic and environmental subsystems, etc.). Then, the inventory is performed, either by computing all the relevant flows with the aid of a flow chart, or by using a stationary or dynamic modeling. The last step involves interpreting the results, which are presented as a set of flows and stocks. Van der Voet et al. (1999) built indicators to estimate flow impacts on the environment in a broad sense (damages to human health and ecosystems, or a loss of functions).

However, this methodology has various drawbacks. Firstly, it focuses on a single substance. If measures are taken to reduce the use of this substance by substituting it with another, this alternative substance will not be subject to a study, which will mask burden shifting (Udo de Haes et al., 1997). In addition, due to the lack of data, it cannot distinguish different forms of

the same substance (nitrogen takes many forms such as nitrates, nitrous oxide, ammonium, etc.), even though some of them can be more toxic than others, or generate different types of impacts. Lastly, SFAs are rarely coupled with uncertainty analysis, which diminishes the significance of the results (Antikainen, 2007). Although SFA does not provide a sufficiently detailed base for decision making, it does give relevant information of the relative magnitude of pollution and can reveal unsuspected losses (Antikainen, 2007).

A.3.3.3 Input-Output Tables

Principles

The input-output table was introduced by Leontief in the 1930s (Heijungs and Suh, 2002). This tool is often used to study economies and national accounting systems by focusing on monetary flows. One of the main advantages of the method is its ability to estimate direct and indirect flows between the different sectors of an economy (Lave et al., 1995). In general, it is used to study a nation or a region (Finnveden and Moberg, 2005). The basic analytical tool is called the “transaction matrix”, whose coefficients are expressed in monetary units. The matrix columns represent the inputs of an economic sector from other sectors. An environmental extension can be added to these tables by considering that the quantity of pollution generated by an industrial sector is proportional to its production. Therefore, the quantities of pollutants emitted and of natural resources consumed for each monetary unit of production for a given sector can be accounted for (Suh and Huppel, 2005).

Physical Input-Output Table (PIOT)

PIOTs can be directly compared to input-output tables described above, but with the main difference being that they deal with physical and not monetary flows. They include the environment as a source of raw materials on the input side and as a “sink” for the residuals from the economy’s production processes (Giljum and Hubacek, 2009). A “sink” is defined as the place where long term wastes and emissions are deposited (Brunner, 2004). Therefore all flows of no monetary value, which are not accounted for in monetary tables, can be taken into account by PIOTs. The mass conservation principle is applied. These tables were built to analyze national economies (Suh and Kagawa, 2009), and there are few regional studies available. For instance, these tables were used to assess and improve water resource management of a Spanish region (Velázquez, 2006). This study revealed in particular that indirect water flows are much more significant than direct flows. Their identification is therefore crucial to perform an efficient assessment of water resource management. However,

as results are generally presented in an aggregated form (all material are merged), their applicability is limited. It is not possible to distinguish between materials which have different environmental impacts (Hoekstra and Van den Bergh, 2006). To improve result utility, Eurostat (2001) recommends disaggregating them into different sub-categories (e.g., to take into consideration biomass, fossil fuels and minerals). Other limitations include the lacks of data, of an international standardized framework and of theoretical discussions and practical applications (Suh, 2004).

Ecological Network Analysis (ENA)

Ecological network analysis is another environmental application of input-output tables (Fath and Patten, 1999). It is based on system modeling that enables the linkage of material flows to an ecosystem structure (Fath and Patten, 1999). Whereas widely applied to natural ecosystems, this approach has been seldom used for societal ecosystems. It consists of two steps: system modeling and analysis (Zhang et al., 2010). The modeling step consists in identifying the different system “nodes” (corresponding to the different compartments of the system under study such as industrial, agricultural and domestic sectors), in representing the transactions between the compartments and in defining the metabolic pathways (number and length of direct and indirect transactions). Modeling can also be similar to that used for food chain analysis by dividing the different sectors of activity into “producers” (e.g., the environment), “consumers” (e.g., domestic activities), and “reducers” (e.g., pollution clean-up activities) (Zhang et al., 2010). The analytical step of the system compares the direct and indirect flows by building input-output tables linking the compartments. The indirect flow/direct flow ratio is often superior to 1 for natural ecosystems, which reflects their maturity (Zhang et al., 2009). It is also possible to perform a “network utility analysis”, as proposed in 1991 by Patten (Zhang et al., 2009). Based on matrix calculations, direct and indirect relationships between two system compartments can be qualified as synergy, competition, or neutrality (Fath and Patten, 1999).

This representation of a societal system as an ecological network has been seldom applied at a regional scale. One application has been found for a Chinese catchment basin (Li et al., 2009), which enabled the determination of resource supply and demand for each component of an urban metabolism and therefore identified different points requiring improvement in resource management and the means needed to rationalize its use.

A.3.3.4 Conclusion

Material and energy flow analysis has two principal goals (Brunner, 2001). First, it provides information concerning levels of resource conservation, waste generation and environmental pressures. Therefore, it is useful for setting quantitative targets for resource consumption reductions in developed countries (e.g., Factor 10, the dematerialisation concept, etc.) (Bringezu, 1997). Second, it can be used to improve society's metabolism (Brunner et al., 1994). Nevertheless, accounting methods have been criticized as they do aggregate material flows regardless of their environmental impacts (Giljum and Hubacek, 2009). For this reason, Brunner and Rechberger (2003) propose to assess and interpret MFA results, which take the form of flows and stocks, using assessment methods such as life cycle assessment, exergy, cost benefit analysis, or entropy.

A.3.4 Exergy

The term “exergy” appeared at the end of the 1950s, but this concept can be traced back to the works of Carnot and Gibbs conducted during the 19th century (Sciubba and Wall, 2007). Exergy, which is expressed in joules, is the part of energy that is convertible into any other form of energy. It is equal to the maximum quantity of work that can be obtained from a system as it is brought to equilibrium with its reference state. It can be calculated for all kinds of natural resources (Dewulf et al., 2008).

Exergy analysis is applied at different scales to identify technical improvements or protection measures which should be implemented in order to improve energy performance and to maintain resource availability. Generally, it focuses on production processes at local level (industrial site) but it can be used at other scales (Jeswani et al., 2010). For instance, Gommans and Van den Dobbelsteen (2007) studied a territory (suburbs of Heerlen, Netherlands) for which they identified potential synergies thanks to an exergy analysis of the different sources of energy. For their part, Sciubba et al. (2008) applied an extended exergy accounting to the different sectors of the Province of Siena (Italy). Their approach adopted a life cycle thinking using the “cumulative exergy content” method. They also took into account other factors than natural resources like labor, capital and environmental remediation costs (measure of the exergy required to bring each physical exergy of discharge to the environment at a reference state). However, this quantification does not directly link environmental impacts to exergy flows (Sciubba, 2004). Another way to assess the environmental impacts is to determine the exergy content of emissions. If the substances emitted are not in stable

equilibrium with the receiving environment they can potentially cause change (Rosen and Dincer, 2001). However, it does not correctly quantify an environmental impact as there is low correlation between the exergy content of an emission and its toxicity (Ji et al., 2009). Ultimately, another major drawback of exergy is that some major impact categories such as biodiversity (Martínez et al., 2010) or land use are not taken into account, although proposals were made to integrate the latter (Dewulf et al., 2007).

A.3.5 Emergy

The concept of emergy was coined in the 1980s in work spearheaded by Odum (Brown and Ulgiati, 2004). Emergy measures the work previously done by nature and/or by man that contributed to the realization of a product or a service. It is often expressed as “solar energy” for which the solar emjoule (sej) is the basic unit. The emergy of a good or service is calculated thanks to its “transformity” (the quotient of its emergy over its energetic value) or its “specific emergy” (the quotient of its emergy over its weight). The more the production of a good requires “transformation” the higher its transformity. The extremities of transformity range from 1 for solar emergy to 10^{32} for certain categories of genetic information (Odum, 1996). Emergy can be used to aggregate energy and non-energy flows (including economic services such as human labor or information), based on a single unit (Ulgiati et al., 1994). It can thus serve to make simplifications and comparisons (Zhang et al., 2009).

The accounting principles used for emergy are based on the top-down approach (Ulgiati and Brown, 2002). The system is represented as a whole and its subsystems are described in varying degrees of detail. The resources used by a system, and converted into emergy, can be classed into three categories: local renewable resources (R), non-renewable local resources (N), imported resources (feedback flows, F) (Ulgiati and Brown, 1998). Emergy analysis has been performed on different territories at various scales including regional scale (Campbell, 1998; Campbell et al., 2004; Di Donato et al., 2006; Higgins, 2003; Pizzigallo et al., 2007; Pulselli et al., 2007; Ridolfi et al., 2004). These analyzes can provide information on territorial functioning thanks to the calculation of four indicators most often used (see supporting information A.7.4) (Pizzigallo et al., 2007). These indicators reveal the degree of independence of anthropized territories in terms of resource use and of their interaction with their surrounding environments. They provide food for thought on the implementation of policies concerning resource use (Ascione et al., 2009). Originally, the emergy concept was developed for the study of resource consumption and it was not concerned with pollutant

emissions. To address this issue, Ulgiati and Brown (2002) put forward a method to calculate the “environmental services” required to dilute the system’s emissions into the environment in order to reach standard qualities.

A.3.6 Life Cycle Assessment (LCA)

LCA is used to quantify environmental impacts (such as climate change, ozone layer depletion, eutrophication, acidification, human toxicity, ecotoxicity, etc.) and resource consumption (fossil fuels, minerals, water, etc.) during the entire life cycle of a product or service (i.e., from raw material extraction to recycling or landfilling) (Rebitzer et al., 2004). These impacts are reported with regard to a functional unit which reflects services provided by the studied system. This is of great importance in comparison with most of other existing methods for environmental assessment, since LCA quantifies the environmental efficiency (impact per functional unit) and not only the burdens. A methodological framework was defined and normalized as ISO standards (ISO, 2006a; 2006b) in order to implement the method. In accordance with these standards, life cycle assessment is divided into four phases.

The first phase of a LCA clearly requires defining the goal and scope of the study. The second phase is the life cycle inventory analysis phase (LCI phase). This phase involves listing all input and output data of the system under study. The third phase, the life cycle impact assessment (LCIA) phase, converts the inventory results into environmental impacts by means of different methodologies (CML2001, Eco-indicator 99, Impact 2002+, TRACI, EDIP2003, ReCiPe, etc.). Interpretation is the fourth phase of an LCA. It provides recommendations in keeping with the aims of the study. This phase is iterative with the other stages of the methodological framework.

The main feature of this methodology is the “life cycle thinking” approach that can be used to avoid burden shifting between two life cycle stages or two regions. In addition, the multi-criteria approach avoids the shifting of environmental burdens between environmental impact categories (Finnveden et al., 2009). Although LCA is a popular and standardized tool, it still needs improvements to increase its accuracy. Reap et al. (2008a, 2008b) identified 15 unresolved problem areas occurring in each of LCA’s four phases such as functional unit definition, boundary selection, allocation methods, data quality or impact assessment limitations (e.g., the different categories of impacts are not equally covered in LCA and developments are necessary for impacts like land use, biodiversity or freshwater resources). Some of these problems are shared by other tools and methods (i.e., boundary selection), and

can remain partially unresolved. However, developments are in progress (Finnveden et al., 2009). Recently, Guinée et al. (2011) proposed a framework for future developments in LCA, named Life Cycle Sustainability Analysis (LCSA). It consists, among other things, in broadening the object of analysis from product-oriented questions to economy-wide issues including an intermediate level (i.e., meso-level) such as a municipality, which is fully compatible with our regional scale. Yet, there are very few studies in which LCA was used alone - or in association with other methods - on a territory. Two examples are presented below.

Azapagic et al. (2007) proposed to combine LCA and SFA. One of the main features of the framework was the distinction made between the “foreground” and “background” systems. The foreground system integrates all the activities taking place within the local environment, while the background system includes all the activities occurring elsewhere in the life cycle. The SFA is used for the foreground systems in order to track the pollutants in the study area, and the LCA is used to quantify the emissions of numerous pollutants as well as their environmental impacts. This methodology was illustrated with a theoretical case study which takes into account four pollution sources within a city (waste incineration, industrial PVC production, car travel and lorry transport). Lemos (2011, unpublished results) used LCA to assess the welfare of living on the territory of Aveiro in Portugal. It involved drawing up the LCA of an inhabitants’ consumption on the territory by taking into account all the types of his consumption (housing, transport, shopping and services). The functional unit was his daily consumption of all products and energy. This study focused on three indicators: fossil fuel consumption, greenhouse gas emissions and the single score obtained using the ReCiPe Endpoint method. However, because it is solely interested in the consumption activities of an inhabitant, and does not take into account production activities such as agriculture or industry, this study does not represent all territory activities.

These case studies show that a major bottleneck in the use of LCA for territorial assessment lies in its multifunctionality and the difficulty to define a unique functional unit. For instance the first study deals with transport and “production activities” which cover the creation and the provision of goods and services, whereas the other one focuses on “consumption activities” which refer to the use of goods and services to meet human needs. No LCA study has been found in the literature that would consider all the activities carried out in a given territory. Nevertheless, a territory is a multifunctional system which fulfills several functions. In this case, it would be relevant to build functional unit, as a set of all the functions the

system may fulfill. This approach will be similar to the ones found in agriculture when assessing farms, which are also multifunctional systems (Baumgartner et al., 2011).

A.4 Comparative analysis of tools

A qualitative comparison of the different tools and methods was performed based on the scoring grid provided for each criterion in Table A-1. The scoring comes from a consensus of the personal assessment of the co-authors of this paper. It has been made after a careful review of the scientific literature and is based on our knowledge of the different tools and methods. The results are reported in Table A-2 and commented hereafter. In order to provide a visual insight of the comparison of tools and methods, results are also given in Fig. A-1. However, two criteria have been removed as they are binary ones, impossible to quote with a scale in a radar chart (i.e. strategies and type of indicators). The qualitative values for each criterion have been taken from Table A-2 without change (the scale of values ranges from 0, which corresponds to “–” in Table A-2, up to 3, which corresponds to “+++”).

A.4.1 Formalization

Methods are at different stages of development. For instance, rules are available for HERA while standards exist for LCA. For the other methods, there is more or less a consensus on the procedure to be followed and related documents have been drafted or are pending.

A.4.2 System modeling

A.4.2.1 Life cycle thinking

In all cases, the assessment approach is initiated with system definition. It determines the boundaries of the system. The large majority of tools strive to have a “life cycle” focus (the EF, MFA, PIOT, ENA, exergy, emergy and LCA). Yet, in practice, this objective is not always reached. Only PIOT, ENA, emergy and LCA have comprehensively integrated a life cycle approach in their structure. By contrast, SFA and HERA are only focused on one or several stages of the life cycle process in their study of a territory.

A.4.2.2 Bottom-up / top-down approach

The bottom-up approach seems prevalent. Only MFA, PIOT and emergy, which provide aggregated representations of the system, adhere to a top-down approach. One of the specific features of the EF is to use both approaches to represent the system.

A.4.3 Inventoried flows

We can classify the inventoried flows in two main categories: (i) flows based on resource accounting and (ii) flows based on emission accounting.

Concerning the first category, two kinds of resources are considered, non-renewable and renewable resources. Most methods account for non-renewable resources although there are two notable exceptions, i.e., risk assessment and the ecological footprint. For renewable resources (excluding water), the pattern is different. Only *emergy* is designed to integrate all types of renewable resources (biomass, wind, solar and so on). Other methods, such as the EF, MFA, PIOT, ENA and *exergy*, focus only on biomass resources, while the others (HERA and SFA) do not account for any renewable resources. Ultimately, particular attention may be paid to two specific resources: (i) water and (ii) land use.

For water resources, tools such as *emergy*, *exergy*, PIOT or ENA can include water accounting without methodological adaptations. The same holds true for MFA, although, Eurostat (2001) recommended evaluating water resources separately as the volumes exchanged are much higher than those of the other flows studied. For other tools, such as the EF or LCA, adaptations are required to account for water resources. Currently, water is not considered by the EF even though the “footprint” idea was adopted for water resource studies, with the introduction of the Water Footprint (WF) by Hoekstra in 2002 (Hoekstra and Chapagain, 2006). The water footprint of a product is equal to the sum of freshwater consumed in the production of the product throughout its life cycle (Hoekstra et al., 2011). In LCA, although propositions have been put forward to account for water resources, the methodology is still in the development stage as reviewed by Berger and Finkbeiner (2010). Concerning land use, only the EF is designed to account for it. However, it is the subject of heavy criticism, notably as it does not consider land degradation (Fiala, 2008). Methodological adaptations have been proposed to integrate land use in LCA (Finnveden et al., 2009), PIOT (Hubacek and Giljum 2003), *exergy* (Dewulf et al. 2007) and *emergy* (Pizzigallo et al., 2007). Yet, some improvements are still needed.

The second category of inventoried flows, i.e., flows based on emission accounting, can also be partitioned between two types; (i) greenhouse gas emissions and (ii) other pollutant emissions. Only LCA is designed to account for all type of greenhouse gas emissions. MFA and PIOT can also integrate a wide range of greenhouse gas emissions but not in a systematic way. For its part, the EF focuses only on carbon dioxide emissions, and this consideration is

questionable (Piguet et al., 2007). Suggestions have also been made to include other greenhouse gas emissions (Kitzes et al., 2009). For other pollutant emissions, SFA or HERA can be used to perform a detailed assessment of direct substance flows within a system but they only focus on a small number of pollutant substances at a time. On the contrary, LCA has been developed to assess together the impacts of a wide range of pollutant substances. MFA and PIOT can also account for different chemicals even though the analysis is less complete and detailed. Finally, methodological adaptations have been made to integrate emission accounting (both greenhouse gas emissions and chemicals) in emergy and exergy, but they are prone to criticism.

Consequently, the “inventoried flows” criterion stresses out that most of the tools are designed to account for resources, and more particularly for non-renewable resources (except the EF and HERA). Nevertheless, each tool has its own features. Hence, emergy is well designed to integrate all kinds of resources (renewable and non-renewable). For their part, SFA and HERA are prone to assess all kind of chemicals directly released to the environment (except greenhouse gas). Finally, LCA is the only tool which is designed to account for both flows of resources (especially non-renewable ones) and emissions.

A.4.4 Indicators provided

The comparison of the different indicators generated by these methods shows that most of them were designed to provide information on environmental pressure. Only some tools can be used to provide impact indicators. Risk assessment methodology estimates the risks for the environment and human health due to potentially hazardous substance emissions. The EF, exergy and emergy provide impact indicators linked to resource consumption, but have also characterized impacts linked to emissions. The exergy of an emission may indicate a potential impact for the environment, but its correlation with toxicity is very low. Impact indicators generated by emergy and the EF are based on the concept of substance dilution and absorption in order to, respectively, reach acceptable concentrations or zero emissions. However, no link is made with protection areas such as human health or ecosystem quality. Only LCA can be used to calculate both impact indicators for resources and emissions while also providing midpoint and endpoint indicators.

The flow analysis tools (MFA, SFA, PIOT, and ENA) only provide pressure indicators, which limit their scope of interpretation. Therefore, Brunner (2002) insists that the use of a MFA on its own is not advisable for decision making and the result assessment stage of the method

needs to be improved. Despite these reservations, resource flow analysis of a territory can provide very useful information on its metabolism (see supporting information A.7.5).

Ultimately, few tools were developed to perform multi-criteria impact assessment. Only LCA claims this objective. However, certain tools such as MFA, PIOT, the EF, exergy and emergy, strive to integrate several criteria simultaneously but in a less thorough manner than with LCA. These tools diversely take into account territorial specificities. Risk assessment is a site-specific method as it strives to define different substance exposure pathways and the effects of these substances on the species present in the receiving environment. Similarly, SFA assesses territories in detail by tracking substance flows from their sources to their sinks. By determining the biocapacity of a territory, the EF must also integrate territorial specificities, but from a resource perspective. For its part, LCA has been recently upgraded to take into account environment characteristics in the calculation of impacts concerning both resources (e.g., water) and emissions (e.g., acidification). This work has been carried out at country or big region scales and not on a more local scale (Finnveden et al., 2009). Lastly, exergy and emergy can include characteristics on the receiving environment through, respectively, the estimate of environmental remediation costs or environmental services.

A.4.5 Usability

With regards to feasibility, all these tools require large quantities of data. Certain tools, however, are easier to apply thanks to the existence of databases (LCA and the EF), or of national statistical data (MFA and PIOT), when applied at the scale of a country. Nevertheless, at a regional scale, the lack of data is a major obstacle shared by all tools and methods. These tools are variably understood by the general public. Many of them (MFA, SFA, PIOT, ENA, exergy, and emergy) provide indicators which are predominantly aggregated. This is necessary to make understanding easier but it is not sufficient. In addition, some methods are based on approaches that use simple concepts such as the accounting of flows (MFA, SFA) or areas (the EF), while others are based on more complex concepts such as thermodynamics (exergy, emergy) or ecology (ENA). Finally, indicators which can be linked to a familiar frame of reference such as the EF (comparisons made with planet capacity) are usually easier to understand.

Ultimately, the review of existing tools and methods already applied to a regional territory reveals that few case studies have been performed for such a complex system. Among them, none can be used to conduct a site-specific multi-criteria assessment while integrating a life

cycle thinking approach. LCA is one method which seems to attempt to fulfill these criteria. However, it has never been applied alone on a territory as a whole. In addition, it appears that some of these tools are complementary to each other. For instance, SFA can be used to effectively track a substance on a territory, but is unable to determine its environmental impact. On the other hand, risk assessment can evaluate the risks that characterize an impact, but it relies on other methods to model the fate of substances in the environment. These two methods are therefore complementary. Consequently, when striving to perform a more exhaustive environmental assessment of a territory, certain studies use different methods in combination in order to benefit from the advantages of each other.

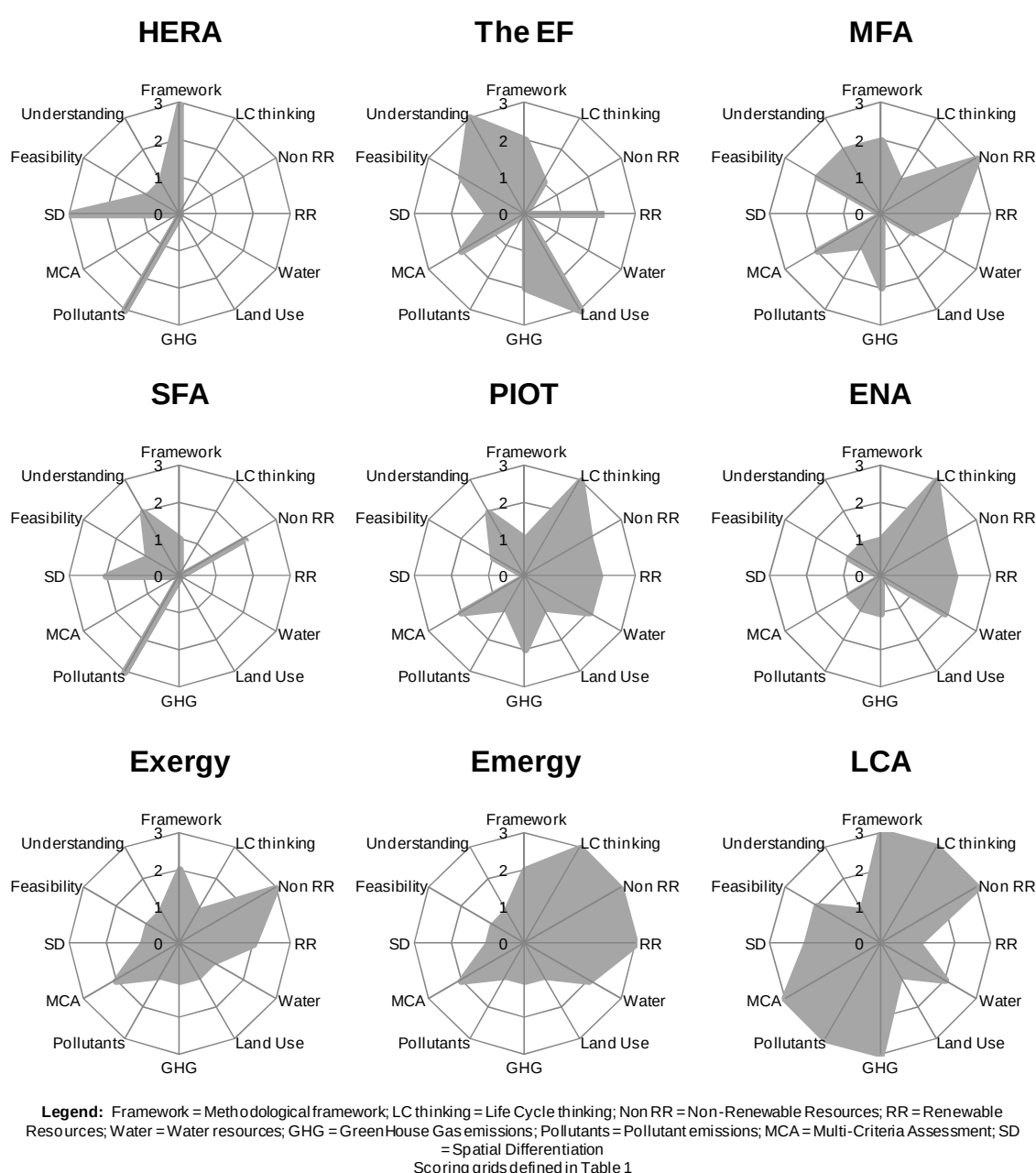


Fig. A-1 Radar graph for qualitative comparison of tools and methods used for environmental assessment of territories based on pre-defined criteria and scoring grids (see Table A-1).

Key features	Criteria	HERA	The EF	MFA	SFA	PIOT	ENA	Exergy	Emergy	LCA
Formalization	Methodological framework	+++	++	++	+	+	+	++	++	+++
System modeling	Life cycle thinking	-	+	+	-	+++	+++	+	+++	+++
	Strategies	Bottom up	Bottom up /Top down	Top Down	Bottom up	Top Down	Bottom up	Bottom up	Top Down	Bottom up
Inventoried flows	Non-renewable resources	-	-	+++	++	++	++	+++	+++	+++
	Renewable resources	-	++	++	-	++	++	++	+++	+
	Water resources	-	-	+	-	++	++	+	++	++
	Land use	-	+++	-	-	+	-	+	+	+
	Greenhouse gas emissions	-	++	++	-	++	+	+	+	+++
	Pollutant emissions	+++	-	+	+++	+	+	+	+	+++
Indicators provided	Type	Impact	Pressure / Impact	Pressure	Pressure	Pressure	Pressure	Pressure / Impact	Pressure / Impact	Impact
	Multi-criteria assessment	-	++	++	-	++	+	++	++	+++
	Spatial differentiation	+++	+	-	++	-	-	+	+	++
Usability	Feasibility	+	++	++	+	+	+	+	+	++
	Understanding	+	+++	++	++	++	+	+	+	+
Case studies^a		[1, 2, 3]	[4, 5, 6, 7, 8, 9, 10]	[11, 12, 13, 14, 15, 16, 17]	[18, 19, 20, 21, 22]	[23]	[24]	[25, 26]	[27, 28, 29, 30, 32, 33]	[34, 35]

^a[1] Gupta, 2002; [2] Xu et al., 2004; [3] Xu and Liu, 2009; [4] Bagliani et al., 2008; [5] Graymore et al., 2008; [6] Hopton and White, 2011; [7] Huang et al., 2007; [8] McDonald and Patterson, 2004; [9] Yue et al., 2006; [10] Zhou and Imura, 2011; [11] Barles, 2009; [12] Browne et al., 2011; [13] Brunner et al., 1994; [14] Faist Emmenegger and Frischknecht, 2003; [15] Kovanda et al., 2009; [16] Sinclair et al., 2005; [17] Tachibana et al., 2008; [18] Fuster et al., 2001; [19] Timmermans and Van Holderbeke, 2004; [20] Wu et al., 2012; [21] Yuan, Liu, et al., 2011; [22] Yuan, Sun, et al., 2011; [23] Velázquez, 2006; [24] Li et al., 2009; [25] Gommans and van den Dobbela, 2007; [26] Sciubba et al., 2008; [27] Campbell, 1998; [28] Campbell et al., 2004; [29] Di Donato et al., 2006; [30] Higgins, 2003; [31] Pizzigallo et al., 2007; [32] Pulselli et al., 2007; [33] Ridolfi et al., 2004; [34] Azapagic et al., 2007; [35] Siqueira Lemos, 2011.

Table A-2 Qualitative comparison of tools and methods used for environmental assessment of territories based on pre-defined criteria and scoring grids (see Table A-1).

A.5 Combining the existing tools and methods used in territorial assessment

Table A-2 highlights that the methods may show complementary features. (e.g., some of them inventory non-renewable resources whereas others focus on renewable resources). As a result, the combination of tools and methods with complementary characteristics could be beneficial. Several attempts have been made to assemble tools and methods for the environmental assessment of local or national systems.

First example may be illustrated with SFA and HERA, two methods used to account for emission flows of chemicals. SFA provides indicators of pressure and can be used to track efficiently the substances released to different environmental compartments whereas HERA is particularly suited for the quantification of environmental impacts such as ecotoxicity. Consequently, the combination of these two tools could be used to better account for flows of substances. For instance, Guinée et al. (1999) coupled SFA and risk assessment to assess the metabolism of metals in the Netherlands. Ma et al. (2007) also coupled these two methods to perform an overall assessment of risks to health linked to chrome exposure in Taiwan. Second example shows the HERA/ LCA complementarity. HERA is designed to assess site-specific impacts. Yet, unlike LCA, HERA is not able to avoid burden shifting between territories. As a result, it would be worthwhile to combine them within a single toolbox in order to take into account the local environmental as well as other geographical scales. Therefore, Wegener Sleeswijk (2010) proposed to conduct an assessment that combined the advantages of LCA and HERA at a very local scale, i.e., an industrial site. Third example demonstrates that the EF can be improved by use of exergy/emergy concepts. As recalled in Table A-2, the EF focuses only on flows of renewable resources and it would be beneficial to also consider non-renewable resources. Nguyen and Yamamoto (2007) proposed to improve the calculation of the EF by using the exergy approach. They determined an area corresponding to the consumption of non-renewable resources. This new EF has been applied for seven countries (Australia, Belgium, Brazil, Canada, Japan, United States and Vietnam). Another way to consider all kinds of resources in the EF approach is proposed by Chen and Chen (2006). They developed the emergy-based ecological footprint concept. To calculate this footprint, the system's emergy is divided by the emergy consumption of the planet by area unit. A practical application was made for Chinese society as a whole. This approach is prone to provide indicators more understandable than the emergy tool alone. Two last examples concern ENA. As shown in Table A-2, as a general rule, ENA is not used to perform a multi-criteria

assessment. To improve this feature, it has been coupled both with exergy and emergy units. Liu et al. (2011) performed an ENA for different economic sectors in Beijing based on exergy flows (including flows like labor force). Zhang et al. (2009) coupled emergy and ENA to study the metabolism of four Chinese cities based on a single measurement unit, i.e., emergy.

Consequently, the association of analytical tools may contribute to improve the performances of tools and methods by considering additional features. It also shows that exergy and emergy can be used not only as assessment tools in themselves, but also as indicators to be coupled with other accounting methods.

A.6 Conclusion

Methods for environmental assessment of a territory should provide stakeholders with useful information to assist them in the development of public policies and decision-making, and more particularly for territorial planning. However, only few case studies can be reported for such complex systems. They rely on the use of different tools and methods such as HERA, the EF, MFA, SFA, PIOT, ENA, exergy, emergy or LCA. The comparison we performed in this review emphasizes that each of them has its own strengths and weaknesses. Yet, none can be used to perform a holistic assessment of territories, which is multi-criteria, site-specific, and compliant to life cycle thinking. Therefore, the development of a methodology that would encompass all these aspects would be advisable and of great interest for territorial management. To achieve this, the different assessment tools presented in this review may be combined as their comparison highlights that they can be complementary, as shown in §5. Another way of improvement concerns the adaptation of some of these tools and methods to better suit to land planning issues.

Among existing tools and methods, LCA approach emerges as a promising framework for the environmental assessment of a territory. It is able to integrate, within the same framework, the accounting of consumed resources and emissions as well as their potential environmental impacts. In addition, it avoids burden shifting (between technologies, territories, life cycle stages, and environmental impact categories). However, several adaptations are further needed so as to better address environmental issues such as biodiversity, land use or water use. In addition, the characterization of site-specific impacts, taking into account territorial specificities, is still in its infancy. As revealed by Table A-2, the combination of LCA to other

tools which have complementary features, such as emergy (for inclusion of renewable resources) or HERA (for site-specific assessment), could be paths to enhancement for LCA.

Specific methodological research is also required to adapt the LCA framework to the study of a territory as a whole. One essential question that must be answered concerns the definition of the functional unit(s) of the system and the selection of appropriate boundaries. Another major bottleneck is how to model the system and to collect required data to meet the goal of the study so as to avoid double counting and reduce efforts on data collection. The interpretation of the results and the development of indicators relevant for decision-making is also an inescapable issue. This paves the way for further research in LCA methodology.

A.7 Supporting information

A.7.1 Risk assessment – the European directive

The European directive 93/67/EEC (EU, 1993) on human and environment risk assessment consists of four steps (see main text). The directive details how to complete these steps. Once the risk has been identified, the dose response relationship is determined based on the “Predicted No Effect Concentration”, (PNEC). This concentration is computed by dividing the lowest ecotoxicity value found in the literature by a safety factor ranging over several orders of magnitude and which is determined as a function of the quality and quantity of data (Chèvre et al., 2008). Next, exposure is expressed using the Predicted Environmental Concentration (PEC) method. It must take into account the frequency, duration and intensity of exposure, physicochemical properties and operating procedures for substances, substance fate etc... Ultimately, the risk is characterized by the PEC/PNEC ratio. If this ratio is less or equal to one, no risk mitigation measures are required. If the ratio is greater than 1, additional information is required in order to define the measures that need to be taken. There is also a methodology dedicated to human risk assessment.

A.7.2 The ecological footprint of a person

The EF of a person is calculated by measuring their consumption of resources and energy, as well as their waste production, over the period of a year. Each type of resource (renewable resources and energy) and waste is associated to land consumption. There are 5 categories of land (crop lands, pastures, forests, fishing grounds, and built up lands). Moreover, two more categories take into account energy consumption (carbon sequestration land and nuclear energy land) (Kitzes et al., 2009). The former expresses a theoretical area of forest required to

absorb the CO₂ emitted during the combustion of fossil fuels. The latter uses the same method after converting nuclear power production into an equivalent of fossil fuel combustion required to produce the same amount of energy. A single indicator, expressed in “global hectares”, is calculated by weighting and then adding up the different areas.

A.7.3 MFA indicators

The main indicators built up from MFA are (Eurostat, 2001):

- Direct Material Input (DMI): it is the sum of domestic extractions and imports.
- Direct Material Consumption (DMC): it adds domestic extractions and imports and subtracts exports. It symbolizes the domestic waste potential of a system.
- Physical Trade Balance (PTB): it is equal to importations less exportations. It is the opposite of the trade balance.
- Net Addition to Stock (NAS): It measures the physical growth of an economy, i.e., the materials that are added to stocks every year.
- Domestic Processed Output (DPO): it measures all the materials which are released into the environment (air and water emissions, industrial and domestic wastes which are sent to waste disposal sites as well as diffuse flows).

Indicators that are based on ratios have also been built (Eurostat, 2009):

- Area Intensity: is the ratio between domestic extractions (DE or DMC) and total land area. It provides information on the relationship between the scale of the physical economy and its local environment.
- DE/DMC: it indicates the degree of dependency of the physical economy for raw materials supply on the study area.

A.7.4 Emergy indicators

Four indicators are frequently computed in emergy analysis (Pizzigallo et al., 2007):

- ELR: Environmental Loading Ratio = $(F+N)/R$, a high ELR value is symptomatic of a significant consumption of non renewable resources in comparison with renewable resources and indicates overloaded environmental cycles;

- EYR: Emergy Yield Ratio = $(R+F+N)/F$, which is the total emergy recovered by unit of emergy invested. The higher this ratio, the less the system relies on economic investments, and the greater its competitiveness;
- EIR: Emergy Investment Ratio = $F/(R+N)$, a high EIR reveals the fragility of the system due to its dependence on other economic systems for its inputs;
- ED: Emergy Flow Density = $(R+N+F)/\text{area}$, if this ratio is high, a significant level of emergy is used in this area, which may be indicative of a severe environmental stress and a potential lack of space (a limiting factor for future development).

A.7.5 Metabolism analysis

It is possible to determine the degree of self-sufficiency of a territory in terms of resource consumption (comparison between consumption of local resources and consumption of imported resources), by calculating the (DE/DMC) ratio between local extractions (DE) and total consumption (DMC). Emergy can also be used to calculate similar indicators by creating a ratio between local resource consumption and consumption of imported resources. The advantage of the indicators calculated using emergy is that they integrate the qualitative content of a range of materials, unlike MFA which only uses mass of material flows (Huang et al., 2006). Moreover, indicators provided by emergy can take into account renewable energy sources (wind, solar, etc.), which is not the case for indicators generated by MFA. Emergy can also be used as a base for the calculation of the carrying capacity of a territory in terms of resource consumption (Lomas et al., 2008; Ulgiati et al., 1994) as with the ecological footprint. However, self-sufficiency in terms of emission assimilation capacities has never been quantified using these methods, and other methods, such as exergy, are not capable of performing this task.

Role of the funding source:

This research has been supported by Irstea, AgroParisTech, the Languedoc Roussillon Regional Council and the Ecotech-Sudoe project funded by the Interreg IV program and the FEDER.

Acknowledgements:

This research has been supported by Irstea, AgroParisTech, the Languedoc Roussillon Regional Council and the Ecotech-Sudoe project funded by the Interreg IV program and the FEDER. The authors thank Pierre Maurel, Nathalie Chèvre, Cécile Bulle and Alain Grasmick for their advice. The authors are members of the ELSA research group (Environmental Life

Cycle and Sustainability Assessment, <http://www.elsa-lca.org/>); they thank all the other members of ELSA for their advice.

Reference list:

- Ahlroth, S., Nilsson, M., Finnveden, G., Hjelm, O., Hochschorner, E., 2011. Weighting and valuation in selected environmental systems analysis tools – suggestions for further developments. *Journal of Cleaner Production* 19, 145–156.
- Antikainen, R., 2007. Substance flow analysis in Finland : Four case studies on N and P flows. Ph.D. Thesis, University of Helsinki, Helsinki, Finland.
- Ascione, M., Campanella, L., Cherubini, F., Ulgiati, S., 2009. Environmental driving forces of urban growth and developmentAn emergy-based assessment of the city of Rome, Italy. *Landscape and Urban Planning* 93, 238–249.
- Ayres, R.U., 2000. Commentary in the utility of the ecological footprint concept. *Ecological Economics* 32, 347–349.
- Ayres, R.U., Simonis, U.E., 1994. *Industrial Metabolism: Restructuring for Sustainable Development*. United Nations University Press, Tokyo.
- Azapagic, A., Pettit, C., Sinclair, P., 2007. A life cycle methodology for mapping the flows of pollutants in the urban environment. *Clean Technologies and Environmental Policy* 9, 199–214.
- Bagliani, M., Galli, A., Niccolucci, V., Marchettini, N., 2008. Ecological footprint analysis applied to a sub-national area: The case of the Province of Siena (Italy). *Journal of Environmental Management* 86, 354–364.
- Bare, J., Hofstetter, P., Pennington, D., de Haes, H., 2000. Midpoints versus endpoints: The sacrifices and benefits. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5, 319–326.
- Barles, S., 2010. Society, energy and materials: the contribution of urban metabolism studies to sustainable urban development issues. *Journal of Environmental Planning & Management* 53, 439–455.
- Baumgartner, D.U., Mieleitner, J., Alig, M., Gaillard, G., 2011. Environmental profiles of farm types in Switzerland based on LCA, in: Finkbeiner, M., *Towards Life Cycle Sustainability Management*, Springer. Proceedings of the Life Cycle Management conference, Berlin.

- Berger, M., Finkbeiner, M., 2010. Water Footprinting: How to Address Water Use in Life Cycle Assessment? *Sustainability* 2, 919–944.
- Binder, C., 2007. From material flow analysis to material flow management Part I: social sciences modeling approaches coupled to MFA. *Journal of Cleaner Production* 15, 1596–1604.
- Blanc, I., Friot, D., Cabon, J., Mäenpää, I., Steinberger, J., Krausmann, F., Erb, K., Tukker, A., Vercauteren, A., Van Hoof, V., 2009. Evaluation of Environmental Accounting Methodologies for the assessment of global environmental impacts of traded goods and services. Report to SKEP (Scientific Knowledge for Environmental Protection), www.imea-eu.org.
- Boulanger, P.M., 2004. Les indicateurs de développement durable : un défi scientifique, un enjeu démocratique. Presented at the "Séminaire Développement durable et économie de l'environnement", Paris.
- Bringezu, S., 1997. From quantity to quality : Material flow analysis, in: Bringezu, S., Fisher-Kowalski, M., Kleijn, R. & Palm, V. *Regional and National Material Flow Accounting: from Paradigm to Sustainability*. Proceedings of the ConAccount workshop, Leiden, The Netherlands, 43 –57.
- Brown, M., Ulgiati, S., 2004. Energy quality, emergy, and transformity: H.T. Odum's contributions to quantifying and understanding systems. *Ecological Modelling* 178, 201–213.
- Browne, D., O'Regan, B., Moles, R., 2011. Material flow accounting in an Irish city-region 1992–2002. *Journal of Cleaner Production* 19, 967–976.
- Brullot, S., 2009. Mise en oeuvre de projets territoriaux d'écologie industrielle en France : vers un outil méthodologique d'aide à la décision. Ph.D. Thesis, University of Technology of Troyes, France.
- Brunner, P.H., 2001. Materials Flow Analysis: Vision and Reality. *Journal of Industrial Ecology* 5, 3–5.
- Brunner, P.H., 2002. Beyond Materials Flow Analysis. *Journal of Industrial Ecology* 6, 8–10.
- Brunner, P.H., 2004. Materials Flow Analysis and the Ultimate Sink. *Journal of Industrial Ecology* 8, 4–7.
- Brunner, P.H., Daxbeck, H., Baccini, P., 1994. Industrial metabolism at the regional and local level: A case-study on a Swiss region, in: Ayres, R.U. and Simonis, U.E., *Industrial Metabolism: Restructuring for Sustainable Development*, United Nations University Press, Tokyo, 163 –193.

- Brunner, P.H., Rechberger, H., 2003. Practical handbook of material flow analysis, Boca Raton: Lewis Publishers, Florida.
- Calame, P., 2009. Le territoire, acteur pivot du XXI^e siècle, in: Calame, P., *Essai Sur L'oeconomie*, Dossier Pour Un Débat. Editions Charles Léopold Mayer, Paris.
- Campbell, D., Meisch, M., Demoss, T., Pomponio, J., Bradley, M.P., 2004. Keeping the Books for Environmental Systems: An Emergy Analysis of West Virginia. *Environmental Monitoring and Assessment* 94, 217–230.
- Campbell, D.E., 1998. Emergy Analysis of Human Carrying Capacity and Regional Sustainability: an Example Using the State of Maine. *Environmental Monitoring and Assessment* 51, 531–569.
- Chen, B., Chen, G.Q., 2006. Ecological footprint accounting based on emergy — A case study of the Chinese society. *Ecological Modelling* 198, 101–114.
- Chèvre, N., Edder, P., Ortelli, D., Tatti, E., Erkman, S., Rapin, F., 2008. Risk assessment of herbicide mixtures in a large European lake. *Environmental Toxicology* 23, 269–277.
- Copin, P.J., Chèvre, N., Charles, R., Klein, A., Margni, M., 2008. Comparative assessment of the pesticides impact of pesticides udes in the catchment of Lake Geneva. 6th International Conference on LCA in the Agri-Food sector, Zürich.
- Cowell, S.J., Fairman, R., Lofstedt, R.E., 2002. Use of Risk Assessment and Life Cycle Assessment in Decision Making: A Common Policy Research Agenda. *Risk Analysis* 22, 879–894.
- De Marco, O., Lagioia, G., Amicarelli, V., Sgaramella, A., 2009. Constructing Physical Input-Output Tables with Material Flow Analysis (MFA) Data: Bottom-Up Case Studies, in: Suh, S., *Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology, Eco-Efficiency In Industry and Science*. Springer, University of Minnesota, 61–187.
- Dewulf, J., Bösch, M.E., Meester, B.D., Vorst, G.V. der, Langenhove, H.V., Hellweg, S., Huijbregts, M.A.J., 2007. Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment (CEENE): a comprehensive Life Cycle Impact Assessment method for resource accounting. *Environmental Science & Technology* 41, 8477–8483.
- Dewulf, J., Van Langenhove, H., Muys, B., Bruers, S., Bakshi, B.R., Grubb, G.F., Paulus, D.M., Sciubba, E., 2008. Exergy: Its Potential and Limitations in Environmental Science and Technology. *Environmental Science & Technology* 42, 2221–2232.
- EEA Report, 1999. Environmental Indicators: Typology and Overview. Technical report n°25, European Environment Agency, Copenhagen.

- European Commission, 2009. Report from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on the application and the effectiveness of the Directive on Strategic Environmental Assessment (Directive 2001/42/EC), Brussels.
- EEC (European Economic Community), 1985. Council Directive of 27 June 1985 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment, 1985.
- EEC (European Economic Community), 1993. Commission Directive 93/67/EEC of 20 July 1993 laying down the principles for assessment of risks to man and the environment of substances notified in accordance with Council Directive 67/548/EEC, 1993.
- EEC (European Economic Community), 1994. Commission Regulation (EC) No 1488/94 of 28 June 1994 laying down the principles for the assessment of risks to human and the environment of existing substances in accordance with Council Regulation (EEC) No793/93, 1994.
- EU (European Union), 2001. Directive 2001/42/EC of the European Parliament and of the Council of 27 June 2001 on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment, 2001.
- EU (European Union), 2003. Regulation (EC) No 1059/2003 of the European Parliament and of the Council of 26 May 2003 on the establishment of a common classification of territorial units for statistics (NUTS), 2003.
- Eurostat, 2001. Economy-wide material flow accounts and derived indicators. A methodological guide. Report, Statistical Office of the European Union, Luxembourg.
- Eurostat, 2009. Economy wide material flow accounts: compilation guidelines for reporting to the 2009 Eurostat questionnaire. Report, Draft Version 1, Statistical Office of the European Union, Luxembourg.
- Faist Emmenegger, M., Frischknecht, R., 2003. Métabolisme du canton de Genève (No. Phase 1), rapport final pour le compte du groupe de travail interdépartemental Ecosite de la République et du canton de Genève. ESU Service, Uster, Switzerland.
- Fath, B.D., Patten, B.C., 1999. Review of the Foundations of Network Environ Analysis. Ecosystems 2, 167–179.
- Ferng, J.-J., 2005. Local sustainable yield and embodied resources in ecological footprint analysis—a case study on the required paddy field in Taiwan. Ecological Economics 53, 415–430.

- Fiala, N., 2008. Measuring sustainability: Why the ecological footprint is bad economics and bad environmental science. *Ecological Economics* 67, 519–525.
- Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S., 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management* 91, 1–21.
- Finnveden, G., Moberg, A., 2005. Environmental systems analysis tools? an overview. *Journal of Cleaner Production* 13, 1165–1173.
- Fischer-Kowalski, M., Hüttler, W., 1998. Society's Metabolism: The Intellectual History Of Materials Flow Analysis, Part II, 1970-1998. *Journal of Industrial Ecology* 2, 107–136.
- Fuster, G., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., 2001. Flow analysis of PCDD/Fs for Tarragona Province, Spain. *Environmental Science and Pollution Research* 8, 91–94.
- Giljum, S., Burger, E., Hinterberger, F., Lutter, S., Bruckner, M., 2011. A comprehensive set of resource use indicators from the micro to the macro level. *Resources, Conservation and Recycling* 55, 300–308.
- Giljum, S., Hubacek, K., 2009. Conceptual Foundations And Applications of Physical Input-Output Tables, in: Suh, S., *Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology, Eco-Efficiency in Industry and Science*. Springer, University of Minnesota, 61–75.
- Global Footprint Network, 2011.
www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/page/basics_introduction/
- Gommans, L., van den Dobbelsteen, A., 2007. Synergy between exergy and regional planning. *WIT Transactions on Ecology and the Environment* 105, 103 – 112.
- Graymore, M.L.M., Sipe, N.G., Rickson, R.E., 2008. Regional sustainability: How useful are current tools of sustainability assessment at the regional scale? *Ecological Economics* 67, 362–372.
- Guinée, J., van den Bergh, J.C.J., Boelens, J., Fraanje, P., Huppes, G., Kandelaars, P.P.A.A., Lexmond, T., Moolenaar, S., Olsthoorn, A., Udo de Haes, H., 1999. Evaluation of risks of metal flows and accumulation in economy and environment. *Ecological Economics* 30, 47–65.
- Guinée, J.B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., Ekvall, T., Rydberg, T., 2011. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. *Environmental Science & Technology* 45, 90–96.

- Gupta, A., 2002. Environmental risk mapping approach: risk minimization tool for development of industrial growth centres in developing countries. *Journal of Cleaner Production* 10, 271–281.
- Hammer, M., Giljum, S., Bargigli, S., Hinterberger, F., 2003. Material Flow Analysis on the Regional Level: Questions, Problems, Solutions, NEDS Working Paper No. 2. SERI, Hamburg.
- Heijungs, R., Sangwon, S., 2002. The computational Structure of Life Cycle Assessment, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Higgins, J.B., 2003. Emergy analysis of the Oak Openings region. *Ecological Engineering* 21, 75–109.
- Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., 2006. Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. *Water Resources Management* 21, 35–48.
- Hoekstra, R., van den Bergh, J., 2006. Constructing physical input–output tables for environmental modeling and accounting: Framework and illustrations. *Ecological Economics* 59, 375–393.
- Hoekstra, R., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M., Mekonnen, M.M., 2011. The Water Footprint Assessment Manual - Setting the Global Standard, Earthscan. ed., London, Washington D.C.
- Hofstetter, P., 1998. Perspectives in Life Cycle Impact Assessment: A structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere, and valuesphere, Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Hopton, M.E., White, D., 2011. A simplified ecological footprint at a regional scale. *Journal of Environmental Management* 111, 279–286.
- Huang, S., Lee, C., Chen, C., 2006. Socioeconomic metabolism in Taiwan: Emergy synthesis versus material flow analysis. *Resources, Conservation and Recycling* 48, 166–196.
- Hubacek, K., Giljum, S., 2003. Applying physical input–output analysis to estimate land appropriation (ecological footprints) of international trade activities. *Ecological Economics* 44, 137–151.
- INERIS, 2003. Guide méthodologique “Evaluation des risques sanitaires dans les études d’impacts des ICPE - Substances chimiques”, Institut National de l’Environnement Industriel et des Risques, France.
- ISO, 2006a. ISO 14040: Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. International Organization for Standardisation, Geneva, Switzerland.

- ISO, 2006b. ISO 14044: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines. International Organization for Standardisation, Geneva, Switzerland.
- Jeswani, H.K., Azapagic, A., Schepelmann, P., Ritthoff, M., 2010. Options for broadening and deepening the LCA approaches. *Journal of Cleaner Production* 18, 120–127.
- Ji, X., Chen, G.Q., Chen, B., Jiang, M.M., 2009. Exergy-based assessment for waste gas emissions from Chinese transportation. *Energy Policy* 37, 2231–2240.
- Jonsson, A., Fridén, U., Thuresson, K., Sörme, L., 2008. Substance Flow Analyses of Organic Pollutants in Stockholm. *Water Air Soil Pollution: Focus* 8, 433–443.
- Kissinger, M., Rees, W.E., 2010. An interregional ecological approach for modelling sustainability in a globalizing world—Reviewing existing approaches and emerging directions. *Ecological Modelling* 221, 2615–2623.
- Kitzes, J., Galli, A., Bagliani, M., Barrett, J., Dige, G., Ede, S., Erb, K., Giljum, S., Haberl, H., Hails, C., 2009. A research agenda for improving national Ecological Footprint accounts. *Ecological Economics* 68, 1991–2007.
- Kitzes, J., Wackernagel, M., 2009. Answers to common questions in Ecological Footprint accounting. *Ecological Indicators* 9, 812–817.
- Kovanda, J., Weinzettel, J., Hak, T., 2009. Analysis of regional material flows: The case of the Czech Republic. *Resources, Conservation and Recycling* 53, 243–254.
- Lave, L.B., Cobas-Flores, E., Hendrickson, C.T., McMichael, F.C., 1995. Using input-output analysis to estimate economy-wide discharges. *Environmental Science & Technology* 29, 420A–426A.
- Lenzen, M., 2000. Errors in Conventional and Input-Output—based Life—Cycle Inventories. *Journal of Industrial Ecology* 4, 127–148.
- Lerond, M., Larrue, C., Michel, P., Roudier, B., Sanson, C., 2003. L'évaluation environnementale des politiques, plans et programmes: Objectifs, méthodologies et cas pratiques, Tech & Doc. ed., Paris.
- Li, Y., Chen, B., Yang, Z.F., 2009. Ecological network analysis for water use systems—A case study of the Yellow River Basin. *Ecological Modelling* 220, 3163–3173.
- Lindqvist, A., Vonmalmberg, F., 2004. What can we learn from local substance flow analyses? The review of cadmium flows in Swedish municipalities. *Journal of Cleaner Production* 12, 909–918.

- Liu, G.Y., Yang, Z.F., Chen, B., Zhang, Y., 2011. Ecological network determination of sectoral linkages, utility relations and structural characteristics on urban ecological economic system. *Ecological Modelling* 222, 2825–2834.
- Lomas, P., Alvarez, S., Rodriguez, M., Montes, C., 2008. Environmental accounting as a management tool in the Mediterranean context: The Spanish economy during the last 20 years. *Journal of Environmental Management* 88, 326–347.
- Ma, H., Hung, M.-L., Chen, P.-C., 2007. A systemic health risk assessment for the chromium cycle in Taiwan. *Environment International* 33, 206–218.
- Marchettini, N., Niccolucci, V., Pulselli, F.M., Tiezzi, E., 2006. Environmental sustainability and the integration of different methods for its assessment. *Environmental Science and Pollution Research* 14, 227–228.
- Martínez, A., Uche, J., Valero, A., Valero-Delgado, A., 2010. Environmental costs of a river watershed within the European water framework directive: Results from physical hydromonics. *Energy* 35, 1008–1016.
- McDonald, G.W., Patterson, M.G., 2004. Ecological Footprints and interdependencies of New Zealand regions. *Ecological Economics* 50, 49–67.
- Moine, A., 2006. Le territoire comme un système complexe: un concept opératoire pour l'aménagement et la géographie. *L'Espace géographique* 35, 115–132.
- Monfreda, C., Wackernagel, M., Deumling, D., 2004. Establishing national natural capital accounts based on detailed Ecological Footprint and biological capacity assessments. *Land Use Policy* 21, 231–246.
- Ness, B., Anderberg, S., Olsson, L., 2010. Structuring problems in sustainability science: The multi-level DPSIR framework. *Geoforum* 41, 479–488.
- Ness, B., Urbelpiirsalu, E., Anderberg, S., Olsson, L., 2007. Categorising tools for sustainability assessment. *Ecological Economics* 60, 498–508.
- Nguyen, H., Yamamoto, R., 2007. Modification of ecological footprint evaluation method to include non-renewable resource consumption using thermodynamic approach. *Resources, Conservation and Recycling* 51, 870–884.
- Niza, S., Rosado, L., Ferrão, P., 2009. Urban Metabolism. *Journal of Industrial Ecology* 13, 384–405.
- Odum, H.T., 1996. *Environmental accounting: emergy and environmental decision making*. Wiley-Interscience, New York.

- Owens, J.W., 1997. Life-cycle assessment: Constraints on moving from inventory to impact assessment. *Journal of Industrial Ecology* 1, 37–49.
- Perrodin, Y., Boillot, C., Angerville, R., Donguy, G., Emmanuel, E., 2011. Ecological risk assessment of urban and industrial systems: A review. *Science of The Total Environment* 409, 5162–5176.
- Piguet, F.P., Blanc, I., Corbière-Nicollier, T., Erkman, S., 2007. L’empreinte écologique: un indicateur ambigu. *Futuribles* 334, 5 – 24.
- Pizzigallo, A., Niccolucci, V., Caldana, V., Guglielmi, M., Marchettini, N., 2007. Eco-dynamics of territorial systems: an Emergy Evaluation through time. *WIT Transactions on Ecology and the Environment* 106, 145 – 153.
- Potting, J., Hauschild, M., 1997. Part II: spatial differentiation in life-cycle assessment via the site-dependent characterisation of environmental impact from emissions. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2, 209–216.
- Potting, J., Hauschild, M.Z., 2006. Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment: A decade of method development to increase the environmental realism of LCIA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 11, 11–13.
- Pulselli, F., Ciampalini, F., Leipert, C., Tiezzi, E., 2008. Integrating methods for the environmental sustainability: The SPIn-Eco Project in the Province of Siena (Italy). *Journal of Environmental Management* 86, 332–341.
- Pulselli, R.M., Rustici, M., Marchettini, N., 2007. An Integrated Framework for Regional Studies: Emergy Based Spatial Analysis of the Province of Cagliari. *Environmental Monitoring and Assessment* 133, 1–13.
- 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. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 290–300.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B., 2008b. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: Impact assessment and interpretation. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 374–388.
- Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W.-P., Suh, S., Weidema, B.P., Pennington, D.W., 2004. Life cycle assessment - Part I: framework, goal and scope definition, inventory analysis and applications. *Environment International* 30, 701–720.
- Rees, W.E., 1992. Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out. *Environment and Urbanization* 4, 121 –130.

- Ridolfi, R., Susani, L., Picchi, M.P., Tiezzi, E.B.P., 2004. A new environmental approach in the territory assessment, in: *Assessment, Rehabilitation and Development*. Presented at the Second International Conference on Brownfield Sites, WIT Press, Siena.
- Rosen, M., Dincer, I., 2001. Exergy as the confluence of energy, environment and sustainable development. *Exergy, an International Journal* 1, 3–13.
- Rosenbaum, R.K., Margni, M., Joliet, O., 2007. A flexible matrix algebra framework for the multimedia multipathway modeling of emission to impacts. *Environment International* 33, 624–634.
- Sciubba, E., 2004. From Engineering Economics to Extended Exergy Accounting: A Possible Path from Monetary to Resource-Based Costing. *Journal of Industrial Ecology* 8, 19–40.
- Sciubba, E., Bastianoni, S., Tiezzi, E., 2008. Exergy and extended exergy accounting of very large complex systems with an application to the province of Siena, Italy. *Journal of Environmental Management* 86, 372–382.
- Sciubba, E., Wall, G., 2007. A brief Commented History of Exergy From the Beginning to 2004. *International Journal of Thermodynamics* 10, 1–26.
- Seppälä, J., Melanen, M., Mäenpää, I., Koskela, S., Tenhunen, J., Hiltunen, M.-R., 2005. How Can the Eco-efficiency of a Region be Measured and Monitored? *Journal of Industrial Ecology* 9, 117–130.
- Sinclair, P., Papathanasopoulou, E., Mellor, W., Jackson, T., 2005. Towards an Integrated Regional Materials Flow Accounting Model. *Journal of Industrial Ecology* 9, 69–84.
- Siqueira Lemos, D., 2011. Urban metabolism of Aveiro : LCA of the city demands and water cycle. Master's Thesis, University of Aveiro, Portugal.
- Stoeglehner, G., Narodslawsky, M., 2008. Implementing ecological footprinting in decision-making processes. *Land Use Policy* 25, 421–431.
- Suh, S., 2004. A note on the calculus for physical input–output analysis and its application to land appropriation of international trade activities. *Ecological Economics* 48, 9–17.
- Suh, S., Huppes, G., 2005. Methods for Life Cycle Inventory of a product. *Journal of Cleaner Production* 13, 687–697.
- Suh, S., Kagawa, S., 2009. Industrial Ecology and Input-Output Economics: A brief History, in: *Suh, S., Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology, Eco-Efficiency in Industry and Science*. Springer, University of Minnesota, pp. 43–58.

- Tachibana, J., Hirota, K., Goto, N., Fujie, K., 2008. A method for regional-scale material flow and decoupling analysis: A demonstration case study of Aichi prefecture, Japan. *Resources, Conservation and Recycling* 52, 1382–1390.
- Timmermans, V., Van Holderbeke, M., 2004. Practical experiences on applying substance flow analysis in Flanders: bookkeeping and static modelling of chromium. *Journal of Cleaner Production* 12, 935–945.
- Udo de Haes, H., van der Voet, E., Kleijn, R., 1997. Substance flow analysis (SFA): an analytical tool for integrated chain management, in: Bringezu, S., Fisher-Kowalski, M., Kleijn, R. & Palm, V. *Regional and National Material Flow Accounting: from Paradigm to Sustainability*. Proceedings of the ConAccount workshop, Leiden, The Netherlands, pp. 32 – 42.
- Ulgiati, S., Brown, M.T., 1998. Monitoring patterns of sustainability in natural and man-made ecosystems. *Ecological Modelling* 108, 23–36.
- Ulgiati, S., Brown, M.T., 2002. Quantifying the environmental support for dilution and abatement of process emissions The case of electricity production. *Journal of Cleaner Production* 10, 335–348.
- Ulgiati, S., Odum, H., Bastianoni, S., 1994. Emergy use, environmental loading and sustainability an emergy analysis of Italy. *Ecological Modelling* 73, 215–268.
- US EPA, 2011. Basic Information | Risk Assessment Portal | URL <http://epa.gov/riskassessment/basicinformation.htm#arisk>
- van den Bergh, J.C.J., Verbruggen, H., 1999. Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the "ecological footprint". *Ecological Economics* 29, 61–72.
- van der Voet, E., Kleijn, R., Huele, R., Ishikawa, M., Verkuilen, E., 2002. Predicting future emissions based on characteristics of stocks. *Ecological Economics* 41, 223–234.
- van der Voet, E., Oers, L., Guinée, J.B., Haes, H.A.U., 1999. Using SFA indicators to support environmental policy. *Environmental Science & Pollution Research* 6, 49–58.
- Varga, M., Kuehr, R., 2007. Integrative approaches towards Zero Emissions regional planning: synergies of concepts. *Journal of Cleaner Production* 15, 1373–1381.
- Velázquez, E., 2006. An input–output model of water consumption: Analysing intersectoral water relationships in Andalusia. *Ecological Economics* 56, 226–240.
- Wackernagel, M., Lewan, L., Borgström Hansson, C., 1999. Evaluating the Use of Natural Capital with the Ecological Footprint: Applications in Sweden and Subregions. *Ambio* 28, 604–612.

- Wegener Sleeswijk, A., 2010. Regional LCA in a global perspective. Ph.D. Thesis, University of Leiden, The Netherlands.
- Weidema, B.P., Thrane, M., Christensen, P., Schmidt, J., Løkke, S., 2008. Carbon Footprint. *Journal of Industrial Ecology* 12, 3–6.
- Wu, H., Yuan, Z., Zhang, L., Bi, J., 2012. Eutrophication mitigation strategies: perspectives from the quantification of phosphorus flows in socioeconomic system of Feixi, Central China. *Journal of Cleaner Production* 23, 122–137.
- Xu, L., Liu, G., 2009. The study of a method of regional environmental risk assessment. *Journal of Environmental Management* 90, 3290–3296.
- Xu, X., Lin, H., Fu, Z., 2004. Probe into the method of regional ecological risk assessment—a case study of wetland in the Yellow River Delta in China. *Journal of Environmental Management* 70, 253–262.
- Yi, I., Itsubo, N., Inaba, A., Matsumoto, K., 2007. Development of the interregional I/O based LCA method considering region-specifics of indirect effects in regional evaluation. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12, 353–364.
- Yuan, Z., Liu, X., Wu, H., Zhang, L., Bi, J., 2011. Anthropogenic phosphorus flow analysis of Lujiang County, Anhui Province, Central China. *Ecological Modelling* 222, 1534–1543.
- Yuan, Z., Sun, L., Bi, J., Wu, H., Zhang, L., 2011. Phosphorus flow analysis of the socioeconomic ecosystem of Shucheng County, China. *Ecological Applications* 21, 2822–2832.
- Yue, D., Xu, X., Li, Z., Hui, C., Li, W., Yang, H., Ge, J., 2006. Spatiotemporal analysis of ecological footprint and biological capacity of Gansu, China 1991–2015: Down from the environmental cliff. *Ecological Economics* 58, 393–406.
- Zhang, Y., Yang, Z., Fath, B.D., 2010. Ecological network analysis of an urban water metabolic system: Model development, and a case study for Beijing. *Science of The Total Environment* 408, 4702–4711.
- Zhang, Y., Yang, Z., Yu, X., 2009. Ecological network and emergy analysis of urban metabolic systems: Model development, and a case study of four Chinese cities. *Ecological Modelling* 220, 1431–1442.

[Article B] Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning

Int J Life Cycle Assess (2013) 18:1533–1548
DOI 10.1007/s11367-013-0588-y

LIFE CYCLE SUSTAINABILITY ASSESSMENT

Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning

Eléonore Loiseau · Philippe Roux · Guillaume Junqua ·
Pierre Maurel · Véronique Bellon-Maurel

Received: 4 September 2012 / Accepted: 24 April 2013 / Published online: 16 May 2013
© Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2013

Abstract

Purpose Since the implementation of the European directive (EC/2001/42) on strategic environmental assessment, an ex ante evaluation has become mandatory for plans and programs. This requirement could have significant consequences for the environment. Local authorities, who are in charge of land planning issues, must therefore conduct such assessments. However, they are faced with lack of uniform methodology. The aim of this paper is thus to propose a methodological framework for the required environmental assessment stages in land planning.

Methods Life cycle assessment (LCA) has been identified as a promising tool to perform environmental assessment at a meso-level (i.e., territories). Yet, the standardized LCA framework has never been used for assessing the environmental impacts of a territory as such, which can be explained by the complexity that its application would

involve. Four major methodological bottlenecks have been identified in this paper, i.e., (1) functional unit definition, (2) boundary selection, (3) data collecting, and (4) the refinement of the life cycle impact assessment phase in order to provide useful indicators for land planning. For each of these challenges, recommendations have been made to adapt the analytical framework of LCA.

Results and discussion A revised framework is proposed to perform LCA of a territory. One of the major adaptations needed concerns the goal and scope definition phase. Henceforth, the association of a territory and the studied land planning scenario, defined by its geographical boundaries and its interactions with other territories, will be designated as the reference flow in LCA. Consequently, two kinds of indicators will be determined using this approach, i.e., (1) a vector of environmental impacts generated (conventional LCA) and (2) a vector of land use functions provided by the territory for different stakeholders (e.g., provision of work, recreation, culture, etc.). This revised framework has been applied to a theoretical case study in order to highlight its utility in land planning.

Conclusions This work is a first step in the adaptation of the LCA framework to environmental assessment in land planning. We believe that this revised framework has the potential to provide relevant information in decision-making processes. Nonetheless, further work is still needed to broaden and deepen this approach (i.e., normalization of impacts and functions, coupled application with GIS, uncertainties, etc.).

Keywords Environmental impacts · Land planning · Land use functions · Life cycle assessment · Territory

Responsible editor: Ivan Muñoz

Electronic supplementary material The online version of this article (doi:10.1007/s11367-013-0588-y) contains supplementary material, which is available to authorized users.

E. Loiseau
AgroParisTech ENGREF, 19 avenue du Maine,
75732 Paris cedex 15, France

E. Loiseau (✉) · P. Roux · V. Bellon-Maurel
Irstea, UMR ITAP, ELSA (Environmental Lifecycle and
Sustainability Assessment), 361 rue Jean-François Breton,
BP5095, 34196 Montpellier cedex 5, France
e-mail: eleonore.loiseau@irstea.fr

G. Junqua
Ecole des Mines d'Alès, LGEL, ELSA (Environmental Lifecycle
and Sustainability Assessment), 6 avenue de Clavières,
30319 Alès, France

P. Maurel
Irstea, UMR TETIS, 361 rue Jean-François Breton, BP5095,
34196 Montpellier cedex 5, France

1 Introduction

As stated during the Rio Summit in 1992, the involvement of local authorities is essential for meeting the challenges of

B.1 Introduction

As stated during the Rio Summit in 1992, the involvement of local authorities is essential for meeting the challenges of sustainable development, and this is particularly true for the management of resources and for the mitigation of human activities impacts on the environment (United Nations 1992). Local authorities are notably responsible for strategic issues like developing plans and programmes related to spatial planning. During this decision-making process, main guidelines on human activity distribution and organization are set (Chanard et al. 2011). As the implementation of these plans and programmes can have significant environmental impacts, they may be subject to an ex-ante environmental assessment as required in the European Union following the implementation of the European directive (2001) on strategic environmental assessment. However, the European Commission (2009) reported that the Member States, when implementing environmental assessment, are faced with incoherency concerning content definition, scope and baseline analysis.

Different analytical tools can be used to perform such assessments (e.g. Material Flow Analysis, the Ecological Footprint, energy). Among them, Life cycle Assessment (LCA) has been identified as a promising tool as it can be used to perform a comprehensive assessment of a territory as a whole (Loiseau et al. 2012). Indeed, LCA has been developed to assess the environmental impacts and resources used throughout a product's life cycle, i.e. from raw material acquisition to waste management, via production and use phases (ISO 2006a). Its ability to avoid problem-shifting between life cycle stages, territories and environmental impacts is a significant asset (Finnveden et al. 2009). Few studies perform LCA at a territory scale to assess the impacts of specific human activities. Siqueira Lemos (2011) or Goldstein (2012) assessed the impacts of consumption activities on a Portuguese territory or on big cities (Beijing, London, Toronto) respectively. Azapagic et al. (2007) and Yi et al. (2007) studied activities in a city or in a regional context (e.g., transportation or industrial activities). Finally, LCA has been applied to evaluate different energy resources management scenarios as in Sweden municipalities (Björklund 2012) or for water systems like in Sydney (Lundie et al. 2004). Nevertheless, LCA has never been applied to a territory as a whole (Loiseau et al. 2012). The presence of methodological bottlenecks (e.g., functional unit definition) can partly explain the reluctance to apply LCA in such contexts.

Consequently, one of the aims of this paper is to review the methodological issues involved in the application of LCA for the environmental assessment of a territory. As defined by Moine

(2006), a territory can be described as a complex, dynamic and open system, which associates a geographical space on the one hand, and a local society made up of decision-makers, stakeholders, and citizens who manage, use and develop it on the other. The system studied will be defined by the association of a geographical space and an administrative organization in charge of land planning questions. The scale of the system is a function of local territory dimensions. In France, this corresponds to a community of municipalities, which cooperate through a joint development project. The total area of this community can range from one hundred to one thousand square kilometers.

The main purpose of our work was to adapt the LCA framework to environmental assessment dedicated to land planning. We propose a methodology designed to provide relevant information on environmental issues involved in decision-making processes using (i) a global approach which encompasses the cumulative effects of the overall activities occurring on a territory, (ii) the identification of environmental burden shifting from one impact category to another, but also from the territory to other territories, in relation to the land use functions provided by the land use planning scenario and (iii) the determination of the most harmful territorial activities for local environmental and which may require a complementary environmental risk assessment. Finally, the revised framework is applied on a theoretical case study to highlight its utility for local authorities addressing land planning issues.

B.2 Methodological proposals

The aim of an LCA on territorial systems is to provide relevant information about the potential environmental impacts of scenarios for the decision-making process involved in land planning. Nonetheless, the application of life cycle assessment to land planning raises specific methodological issues. Guinée et al. (2011) pointed out the need for further research in this area in order to define and propose appropriate models and methods. Our approach has been to list the specific characteristics of a territory and to analyze to which extent they were compliant with LCA or, on the contrary, generate methodological issues. A territory is a multifunctional, open, dynamic and complex system as well as a system embedded in a local context (geographic and societal) (Moine 2006, Wiggering et al. 2003). The multifunctionality involved can make the functional unit definition step problematic. The terms “open” and “dynamic” raise questions about the boundary selection. Moreover, the complexity of the system can make the data collection difficult to compile. Finally, local context has to be taken into account when providing indicators for decision-making. These

four bottlenecks are classified according to the four methodological phases defined by ISO standards (ISO 2006a, ISO 2006b) (see Fig. B-1).

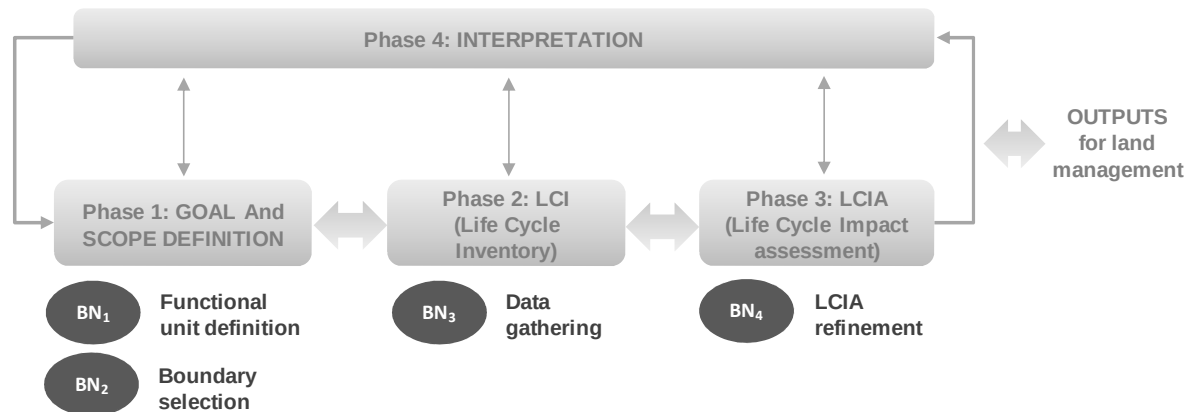


Fig. B-1 Identification of the major bottlenecks (BN) linked to the LCA of territories in each of the 4 LCA phases.

We were able to identify four main bottlenecks. All of which will be discussed hereafter and proposals will be made to adapt the LCA framework to make it more relevant for the environmental assessment of territories in decision-making process.

B.2.1 Functional unit and reference flow

B.2.1.1 A revised approach

A functional unit is a “quantified performance of a product system for use as a reference unit” (ISO 2006a). Its purpose is “to provide a reference to which the inputs and outputs are normalized (in a mathematical sense)”. Its definition is therefore crucial for further analysis as it ensures that alternatives are comparable on a common basis (Cooper 2003). However, it can be a source of potential errors when handling, for example, different kind of functions (Reap et al. 2008). According to ISO (1998), the functional unit definition phase can be divided into four stages (e.g., see the example for a watch in Fig. B-2). The last stage consists in determining the reference flow which specifies the amount of product necessary per functional unit under assessment (ISO 2006a).

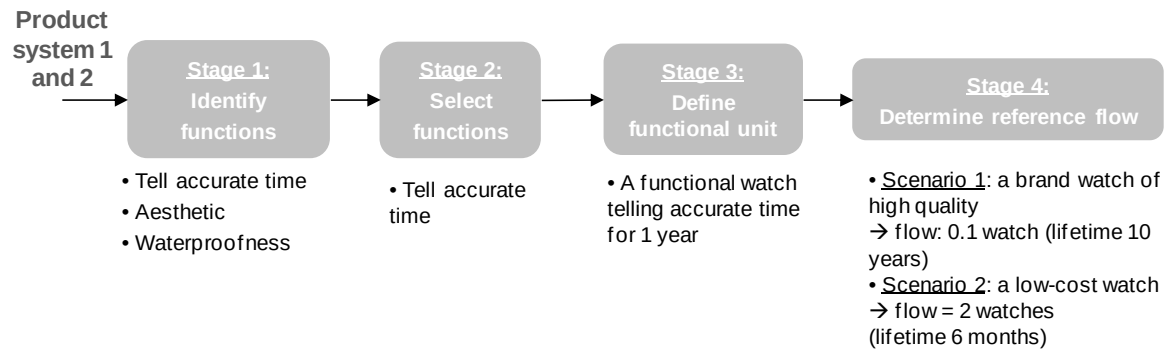


Fig. B-2 Functional unit definition and its related reference flow (adaptation of the ISO 1998 framework with an example of a watch).

In the case of territorial assessment, the studied system is by definition multifunctional. It is hence necessary to adapt the LCA framework to account for this specificity. This issue of multifunctionality is quite similar to the one encountered in agriculture for farm level assessments. Haas et al. (2000) proposed to define several functional units including the farm itself. Baumgartner et al. (2010) went further by defining and assessing simultaneously a set of functional units at the farm level (e.g. a land management function, a financial function and a production function). In the case of a territory, whatever the land planning scenario, the subject of the study will be the territory defined by its geographical boundaries. The territory with a specific land planning scenario is thus called the reference flow. Despite this modification, we still need to determine and to assess the different functions provided by the territory for each studied land planning scenario. This is a crucial measure as it provides relevant information for the interpretation step. It is essential for decision-making to be able to assess the environmental impacts of scenarios regarding their performances (e.g., the number of citizens housed, the annual agricultural production, the number of tourist overnights, and so on). Consequently, in our revised approach, we propose to replace the functional unit definition by the identification and selection of appropriate functions related to a pre-determined reference flow (see Fig. B-3).

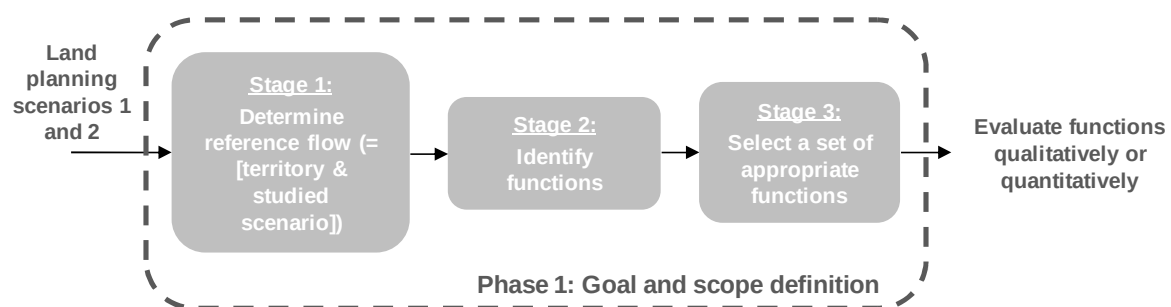


Fig. B-3 A revised approach which replaces the functional unit definition phase.

The use of a pre-determined flow is close to the approach recommended by the ILCD handbook (European Commission 2010) for a multifunctional product. Yet, the difference stems from the fact that the product has been designed on purpose to fulfill a number of functions, whereas the land use functions are a result of the implementation of a land planning scenario and need to be quantified as the environmental impacts.

B.2.1.2 Identification of land use functions

A territory can be defined as a multifunctional system. Originally, the concept of multifunctionality was coined and discussed from an agricultural perspective by three major organizations: the FAO (the Food and Agriculture Organization), the OECD (the Organization for Economic Co-operation and Development), and the European Union (Wiggering et al. 2003). It was an economic concept that provided the different outputs produced by the agricultural sector (i.e., commodities but also other externalities like environmental and social services) (Helming et al. 2011a). Later on, attempts were made to adapt this concept to the process of sustainable land development. One of the first steps involves the definition of the various environmental, social, and economic functions of land use (Wiggering et al. 2003). Fig. B-4 illustrates the potential functions, which may be aggregated to a certain degree, that have been attributed to a territory in the literature.

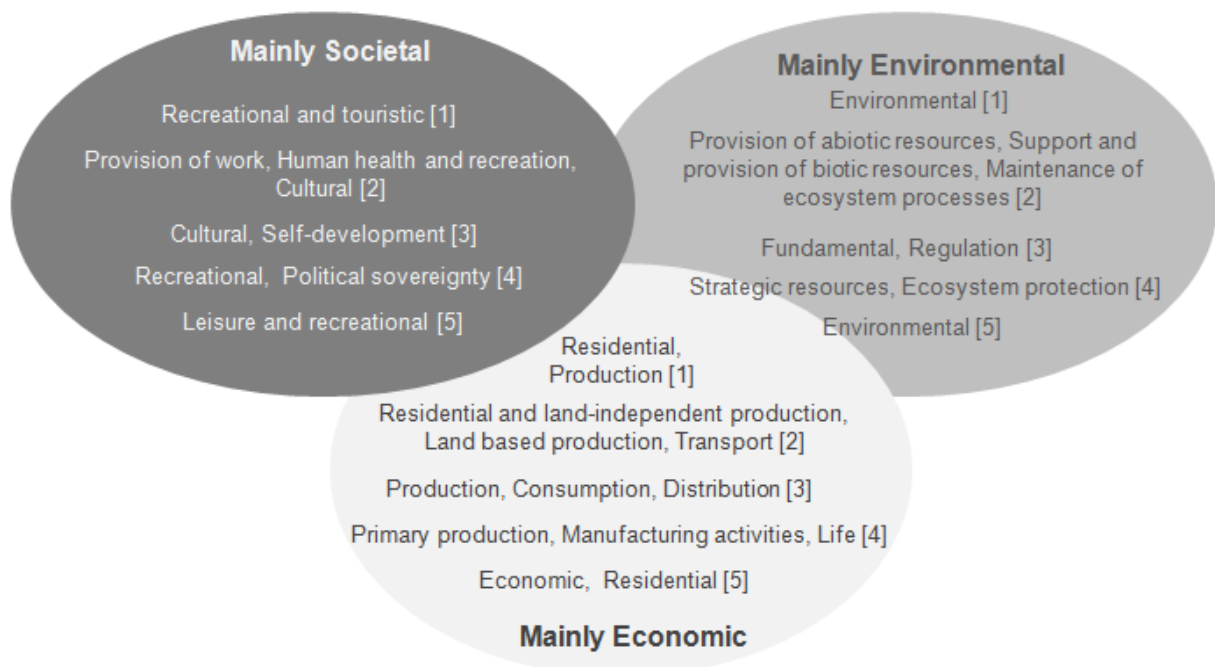


Fig. B-4 The multifunctionality of territories: literature review of potential functions ([1] Datar 2003, [2] Pérez-Soba et al. 2008, [3] García et al. 2009, [4] Jean 2009, [5] Gómez-Limón et al. 2012).

Some of these functions are mainly environmental. As such, they include provision of resources and a set of ecosystem services as defined by Costanza et al. (1997). Their

assessment may provoke a double-counting issue as impacts on resources and ecosystem services due to human activities can also be quantified in LCIA. However, little attention has been paid to biotic resources in LCIA (Finnveden et al. 2009) and, to date, no life cycle impact assessment method includes impacts on ecosystem services as a whole (although the new LCIA methodology, Impact world +¹⁵ should address this by using economic valuation to aggregate midpoint indicators into a single area of protection representing ecosystem services loss (Cao et al. 2012)). Therefore, when no characterization factors are available for ecosystem services, we recommend assessing them as a part of environmental functions.

From a territorial perspective, it may be more valuable to differentiate the environmental impacts incurred by human activities from the environmental functions fulfilled by a territory and used to meet human needs. Among the propositions of potential land use functions, the Land Use Function (LUF) framework defined by Pérez-Soba et al. (2008) in the SENSOR project (Sustainability impact assessment: Tools for Environmental, Social and Economic Effects of Multifunctional Land Use in European Regions) and further developed by Paracchini et al. (2011) has been taken up in other land planning studies (Banski et al. 2011, Helming et al. 2011a, Helming et al. 2011b, Reidsma et al. 2011). LUFs can be defined by private and public goods and services produced by the multiple land uses at a territorial level. We have adopted this framework to propose a set of land use functions (and corresponding goods and services) (see Table B-1).

Functions	Examples of goods and services	Some examples of indicators of performance
Provision of work	Employment provision, job security, job quality	Employment rate (%), number of jobs
Human health, recreation and culture	Access to health services, access to recreational services, landscape aesthetics and quality	Number of tourists
Land-based production	Provision of food, wood, renewable energy)	Area harvested
Residential, transport and land independent production	Industrial and residential settlements, public transport services	Number of inhabitants, Gross Domestic Production (GDP, €), Equipment density
Provision of abiotic resources	Regulation of the supply and the quality of air, minerals and water	Share of dwellings connected to sewage
Provision of biotic resources	Preservation of biodiversity	Area protected

Table B-1 Example of a set of land use functions and their related goods and services adapted from Pérez-Soba et al. (2008) and Banski et al. (2011) and proposals for associated indicators of evaluation.

¹⁵ <http://www.impactworldplus.org/en/methodology.php>

In addition, to illustrate how these land use functions may be analyzed, we have selected a set of indicators commonly used by stakeholders when studying their territory, based on a work previously conducted in the European project SENSOR. However, the choice of indicators and their links to land use functions requires further work. To enhance the assessment of the land use functions, additional data may be added such as the stocks of resources or the total wastewater treatment capacities. Such information will provide a sort of territory scorecard.

B.2.1.3 Selection and evaluation of land use functions

The above list of functions and related indicators (see Table B-1) is not exhaustive and can be adapted to each study. Other indicators could also be defined and assessed such as landscape value or well-being indicators. Stakeholders are the ones able to choose the relevant functions in relation to their values when defining the objectives of the study. Moreover, it may be beneficial to involve, from the very beginning, stakeholders throughout the environmental assessment process. Their involvement can lead to more comprehensive assessments and can favour consensus among them (Thabrew et al. 2009). The evaluation of the selected functions is an integrant part of the adapted framework we propose. Some of these indicators can be directly quantified from the description of the activities located on the territory (e.g. number of inhabitants). For others, additional data are required to quantify them (e.g., provision of work). Lastly, some indicators are not quantified, and only a qualitative assessment could be carried out based on expert judgments or stakeholder perceptions (e.g., well being).

To further improve the assessment, a sort of normalisation step could be performed. As for environmental impacts, indicators on land use functions could also be normalized. It would permit to highlight the specificities of the territory under study (e.g., low provision of works, high provision of dwellings, etc) by comparison with another territorial reference. As local territories are embedded within different systems, several references, such as a region or a nation, could be chosen.

B.2.2 Boundary selection

With regard to the reference flow in a conventional LCA “the system boundary determines which unit process shall be included within the LCA” (ISO 2006a). Concerning territorial assessment, the issue at stake is how to allocate responsibility of environmental impacts to various territorial scales (local, regional and global). It is particularly relevant for developed countries which tend to transfer their environmental loads to developing countries (Muradian et al. 2002). Consequently, different principles of responsibility can be established (Eder and

Narodoslawsky 1999): a territory can be responsible for impacts caused by its final consumption, by its production or by both. The consumption-based approach includes all goods and services required for the residential consumption of a defined territory. On the other hand, the production-based approach focuses on goods and services produced by production activities located in a defined territory (Feng 2003).

Eder and Narodoslawsky (1999) put forward that the concept of total responsibility (including consumption and production), which they maintain should be implemented even if it generates a double counting at a global scale. In our approach, we have decided to implement this principle of responsibility for boundary selection by including all unit processes related to domestic production as well as final domestic consumption in our assessment. However, other principles of responsibility can also be adopted.

B.2.3 Data collecting

Owing to the boundary choice, system modeling should include consumption activities of residents (permanent residents, i.e. inhabitants, and temporary residents, i.e. tourists) and production activities. As proposed by Kaenzig and Jolliet (2006), consumption activities can be partitioned into five groups; (i) housing, (ii) transport, (iii) food, (iv) goods and (v) services. Moreover, as end-of-life activities are an important issue at a local scale, we suggest assessing them separately regardless of whether they are located or not on the territory. Production activities are dealt with using the European Union official classification of economic activities, called NACE (Rev. 2) (Eurostat 2008) (see supporting information B.6.1). Two main steps have been identified for modeling human activities from a life cycle perspective. The first, i.e. the activity inventory, consists in collecting detailed information on the activities located on the territory. The second step is to connect this information to existing LCA database, in order to obtain a life cycle inventory of all activities (see Fig. B-5).

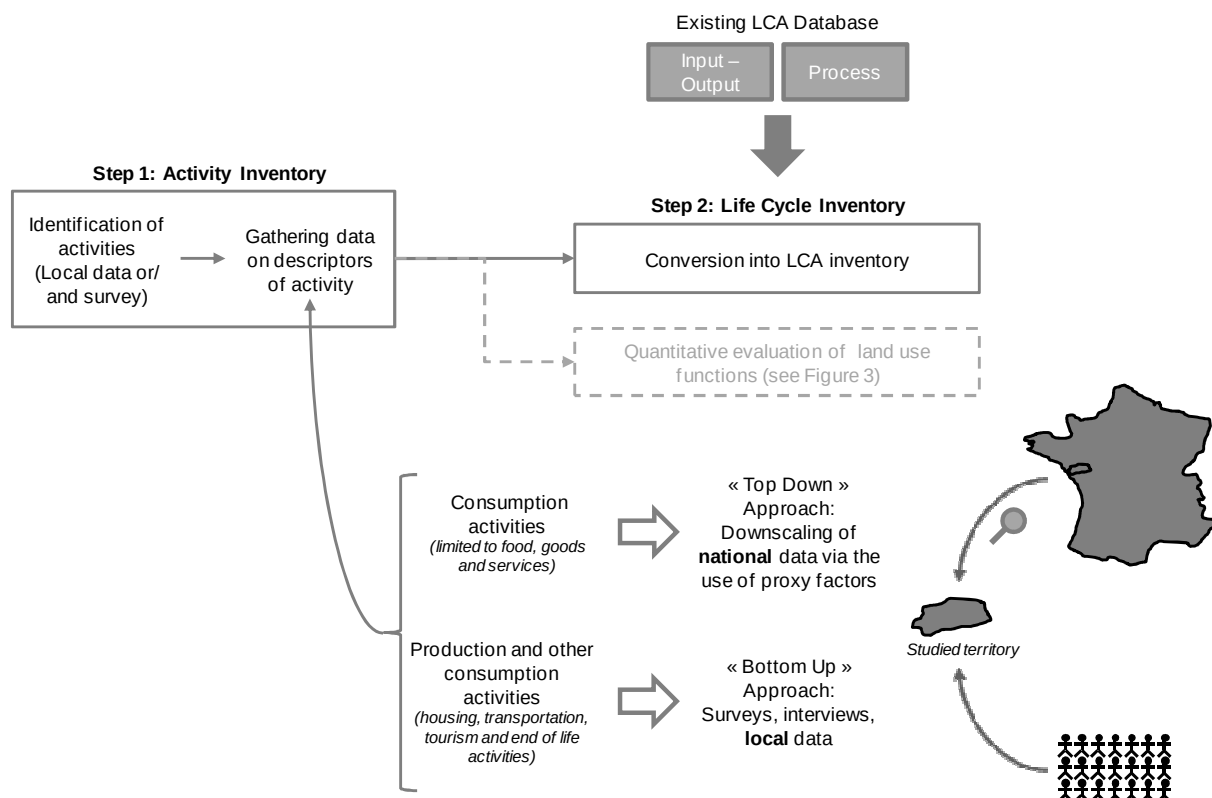


Fig. B-5 Building up the life cycle inventory of human activities on a territory.

B.2.3.1 Activity Inventory

Local data (e.g., local statistics, land cover maps, registers of polluting industries) are used to identify the main activities that take place on the territory. Next, detailed descriptors must be developed for each activity (e.g., for a given manufacturing plant, the descriptor of activity will be its annual output). These descriptors will help us to make a connection with existing LCA databases (see supporting information B.6.2 for examples of descriptors).

Two approaches can be adopted to obtain data about activity descriptors. On the one hand, top-down approaches using national data such as national statistics. To obtain data for local scales, a downscaling process is run (Minx et al. 2011). This adjustment is performed using proxy factors which estimate local or regional data on the basis of a scaled ratio (Browne et al. 2011). Their use could induce bias as territories can have their own specificities and could differ from average national characteristics (e.g., an employment rate different from the national average) (Browne et al. 2011). On the other hand, bottom-up approaches are based on local data (i.e., local statistics, surveys, interviews, etc.). Bottom-up approaches provide more accurate estimates, but local data are not always available and can be costly to produce (Browne et al. 2008).

B.2.3.2 Connection to LCA database

Depending on the kind of data collected for the activity descriptors, i.e. physical flows or monetary flows, two kinds of life cycle inventory databases can be used. For physical flows, a LCA based on physical processes will be performed thanks to the direct connection of activity descriptors to existing LCA databases such as Ecoinvent (Swiss Centre for Life Cycle Inventories¹⁶). It is seen as a bottom-up approach. On the other hand, for monetary flows, top-down modeling may be carried out through environmental input output tables (EIOT). They can account for the quantities of pollutants emitted and of natural resources consumed for each monetary unit of production for a given sector (Suh and Huppes 2005).

Process-LCA can be used compile detailed data about the process under study and is easy to implement. However, it can be time consuming and a lot of upstream processes are not taken into account because of cut off criteria. On the contrary, EIOT allows the compiling of a complete inventory of upstream processes (Suh and Huppes 2005). EIOTs also have certain drawbacks. It is frequently assumed that imported products are made through the same technologies as the ones used by the domestic economy (Wiedmann et al. 2007), which can lead to inaccurate estimations (Weidema et al. 2005). Besides, EIOT focus on the production stage and so the use and the end-of-life stages are not included (Suh and Huppes 2005). Finally, errors may occur due to allocation uncertainties as the impact of any production output from a sector is understood to be proportional to the product's market price. This assumption ignores product diversity and joint production between industries (Lenzen 2001). In addition, small and medium-sized enterprises are poorly represented.

B.2.3.3 The Double-counting issue

The production and consumption approaches we propose here may generate double counting issues. As highlighted in Lenzen (2008), life cycle inventories of both consumer items (purchases at the end of supply-chain) and producer items (intermediate inputs in the supply chain) may be added together when these approaches are used. This can lead to “supply-chain overlap” as the production activities within the territory can be directly or indirectly linked to consumption of its inhabitants (Wilting and Ros 2006). For instance, a part of agricultural production could be locally re-injected for local consumption. If domestic consumption is high in the studied territory, supply-chain overlap may be significant and can lead to undesirable double-counting. As data on the percentage of products consumed locally is

¹⁶ www.ecoinvent.ch

scarce, we will not take into account potential direct local use of items produced in the territory. This may lead to double counting which is unavoidable in first approximation. In the approach we propose, the results will be provided separately for (i) production and (ii) consumption for the same territory. If the aim of the study is to perform an accurate environmental baseline, a better modeling of the intra-territorial flows will be needed to avoid double-counting.

B.2.4 LCIA refinement

For better decision-making, it is useful to know which impacts are directly linked to territorial activities and which are indirectly induced by these activities (Wilting and Ros 2006). This involves “foreground” and “background” processes in LCA. Moreover, in the context of land management, the need for spatial differentiation in Life Cycle Impact Assessment (LCIA) is crucial as decision-makers want to know their local potential impacts (Finnveden and Nilsson 2005). Both concepts are addressed below.

B.2.4.1 Territorial foreground and background systems and associated direct and indirect environmental burdens

The terms “foreground” and “background” systems were used for the first time by Udo de Haes et al. (1994) concerning data quality. They differentiated “foreground data” which are specifically related to the studied product system (such data need to be as real as possible) and “background data” which are required for, but not specifically linked to the product system (such data may be average values). The “Foreground system” refers to processes under the influence of the decision makers that have commissioned the LCA, whereas, decision makers have no direct influence on “background” system (Frischknecht 1998). This definition has been adopted in several studies (Tillman 2000, Spielmann et al. 2004, Ekvall et al. 2005).

Azapagic et al. (2007) proposed a definition suited to the study of an urban environment. Here, the “Foreground system” refers to a set of activities or processes of direct interest that deliver the defined functional unit (i.e., from activities located on the territory). Meanwhile, the “background system” supports the activities in the foreground system by supplying it with the required goods and services. In this framework, the foreground system includes all pollution sources of primary interest in an urban environment. These pollution sources are responsible for direct burdens whereas indirect burdens occur elsewhere in the life cycle. We propose to adapt these definitions to make a distinction between the set of activities which take place on the territory, hereafter called the “territorial foreground system”, and the

activities induced by this “territorial foreground system” and which occur elsewhere in the life cycle, hereafter called the “territorial background system”. These concepts are summarized in Fig. B-6. Ultimately, when assessing results of LCA in land planning, a distinction between direct burdens (induced by the territorial foreground system) and indirect burdens will be made.

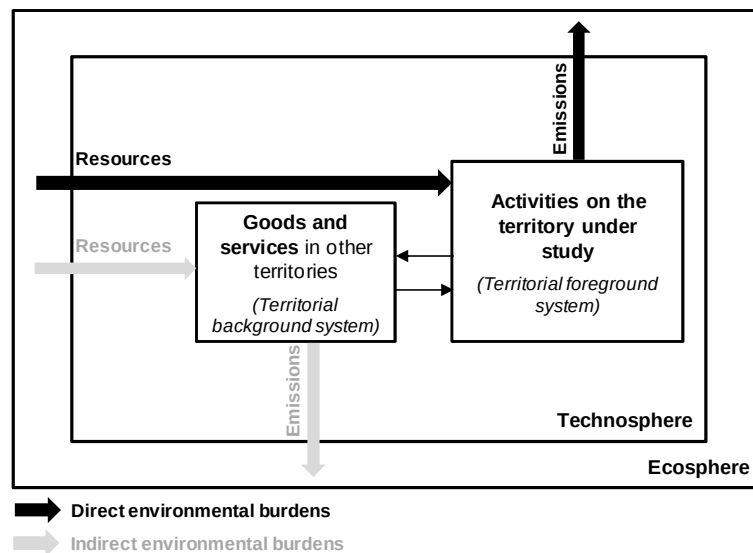


Fig. B-6 Definition of the territorial foreground and background subsystems and their related direct and indirect impacts (adapted from Azapagic et al. 2007).

For each inventoried activity, proposals to differentiate direct and indirect burdens are provided (see Supporting Information B.6.3).

B.2.4.2 Spatial differentiation

In LCIA, the inventory data are converted into contributions to environmental impacts (Rebitzer et al. 2004) but, as emissions from processes carried out in different sites are combined, the spatial information is lost (Owens 1997). This leads to poor correlation between the predicted potential environmental impacts and the expected occurrence of actual environmental impacts, except for global impacts such as climate change or ozone depletion (Potting and Hauschild 1997). The inclusion of spatial differentiation in LCA has been widely debated in the 90s and has been identified as a priority research (Udo de Haes 1996). Initial works were carried out in the early 2000s such as those concerning acidification (Potting et al. 1998), eutrophication (Huijbregts and Seppälä 2000, Huijbregts et al. 2000), or human health (Krewitt et al. 2001). Over the last decade, modeling approaches for spatial differentiation of non global impacts have been widely developed and have been integrated in current LCIA methods such as EDIP2003 (Scandinavia) (Hauschild and Potting 2003), TRACI (USA) (Bare et al. 2003), Impact 2002+ (Europe) (Jolliet et al. 2003) or LUCAS (Canada) (Toffoletto et al.

2006). The new LCIA method, Impact world+, will propose regionalized characterization factors for the entire planet.

Impacts occur at different scales (Owens 1997). Potting and Hauschild (2005) proposed three levels of spatial differentiation, (i) site-generic level which represents global impacts, (ii) a site-dependent level which covers regional impacts (tens to hundreds or thousands km²), (iii) and a site-specific level which represents local impacts (0 to 10 km²). However, in practice the distinction between regional and local is not straightforward. As a result, we will only consider two categories of impacts, i.e. global (climate change, ozone depletion, fossil depletion and metal depletion) and non-global impacts (photochemical oxidant formation, human toxicity, particulate matter formation, ionizing radiation, eutrophication, acidification, ecotoxicity and land use) (Owens 1997, Udo de Haes et al. 2002, Bare et al. 2003, Toffoletto et al. 2004, Curran 2006).

B.2.4.3 LCIA indicator classification

In order to propose relevant indicators for the decision-making process, we suggest classifying environmental impacts according to the two preceding criteria; (i) direct or indirect impacts, and (ii) global or regional/local impacts. For instance, GHG generated by local transportation is a direct/ global impact, whereas eutrophication generated in a pork producing country providing sausages consumed in the territory is a indirect regional impact. It is crucial for a decision maker to know to which extent regional/local direct impacts are generated on the territory under his authority. Identifying the direct local or regional impacts due to territorial activities, allows us to highlight activities which need special attention in a local decision-making context. One way to deepen the analysis is to conduct an Environmental Risk Assessment (ERA) of these activities, which better integrate site-specific characteristics, in order to quantify the impacts. Consequently, this screening process can browse all human activities and their related potential impacts before conducting an ERA on a specific activity as it is current practice.

B.2.5 Conclusion: main methodological advance

Applying LCA to land planning is not straightforward as we are operating outside standard process-oriented LCA schemes. Adaptations made to the conventional LCA procedure (see Fig. B-1) for “territorial LCA” are shown in Fig. B-7.

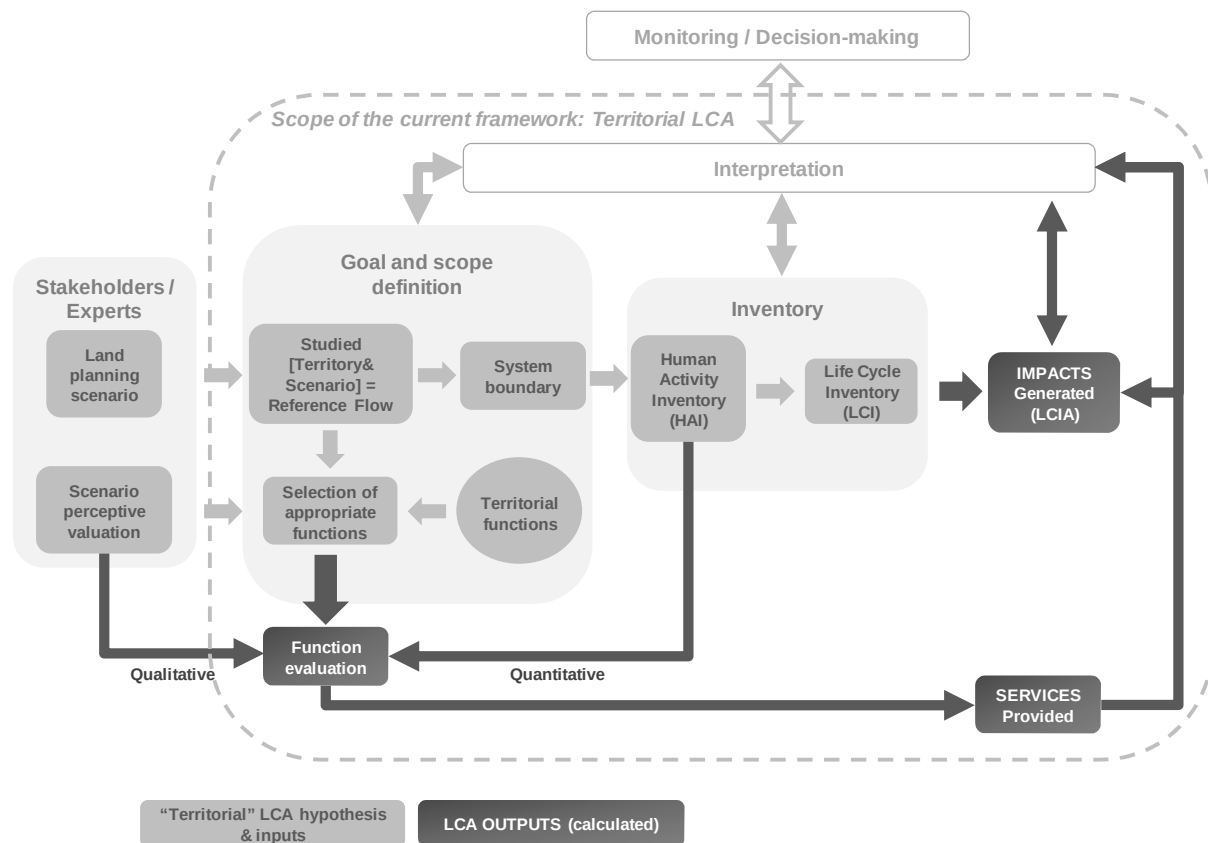


Fig. B-7 A revised framework for applying LCA in land planning issues.

One of the major modifications we propose concerns the functional unit definition. In “territorial” LCA, the reference flow is defined a priori by the association of a territory and of a studied land planning scenario. Unlike cradle-to-grave LCA, the starting point is therefore the reference flow and no longer the functional unit. The functional unit results from the choice of the reference flow. It means that, unlike with conventional LCA, two outputs are provided by this procedure, i.e., not only environmental impacts but also goods and services, which are both supplied by the reference flow. These outputs are in the form of two vectors; one vector of potential environmental impacts, and one vector of land use functions grouping together the selected goods and services provided by the territory.

Below, we will apply this conceptual framework to a theoretical case study, to highlight its inherent strengths and weaknesses.

B.3 Case study

B.3.1 Material and methods

B.3.1.1 Application to a theoretical case study

A theoretical territory has been defined as the subject of our case study. It is located on the French Mediterranean coast. It covers an area of 200 km² and hosts a population of approximately 92 000 inhabitants that is divided into nine municipalities. It is characterized by significant sprawl around the municipal centers (see Fig. B-8).

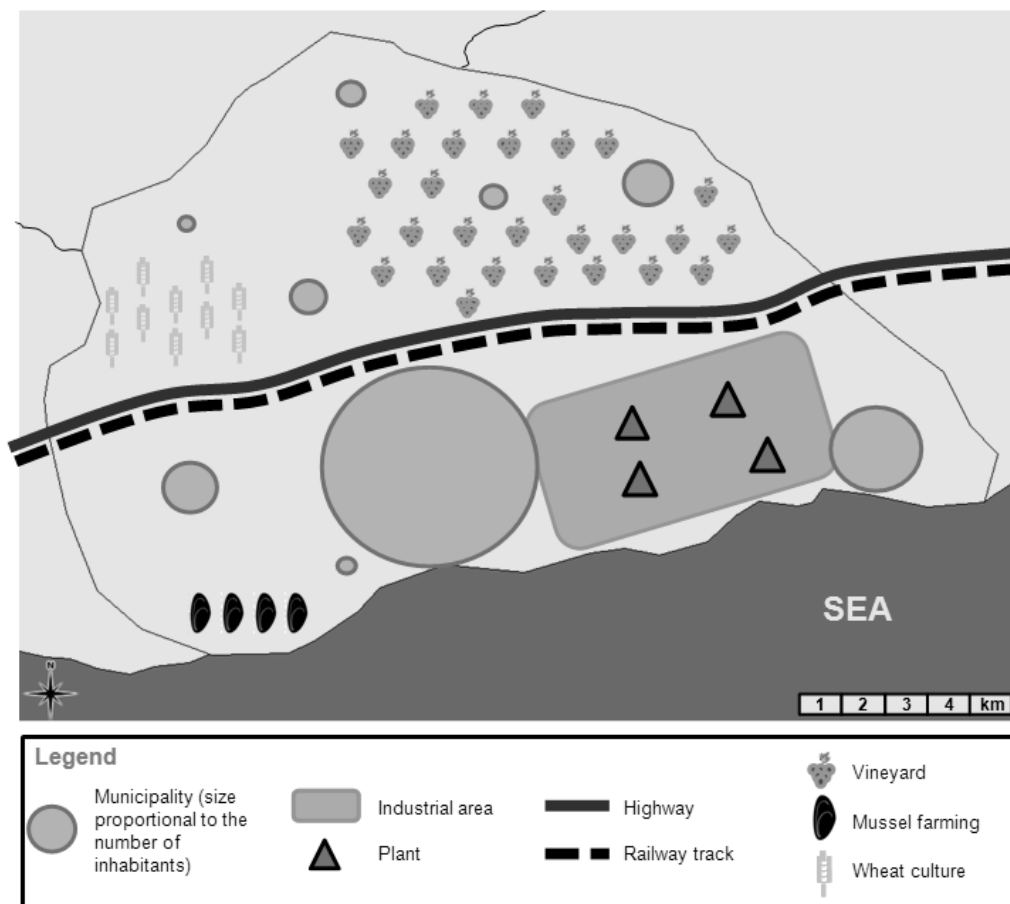


Fig. B-8 Schematic representation of the theoretical case study.

There are two major sources of income: tourism (principally based on outdoor accommodation i.e., campgrounds) and viticulture. The coast is also home to oyster and mussel farming. In addition, there is an industrial zone comprised of specific plants such as a fertilizer production plant and a biodiesel production unit. Two major communication routes (i.e., a highway and a railway track) cut through the territory.

B.3.1.2 Inventory, data and sources

To obtain accurate data on activity descriptors, bottom-up approaches are best suited. However, when such data are lacking, top-down approaches will be used. In the case study, descriptors of production activities will be defined using bottom-up approaches. A LCA based on physical processes will then be performed.

For consumption activities, a top-down approach can be used by downscaling national data on household consumption through the use of the number of inhabitants as a proxy factor. However, to improve the robustness of this approach, several proxy factors such as the number of workers, the purchasing power of inhabitants (Niza et al. 2009), Gross Domestic Product, waste generation (BBF 2002), or the family's average income (Bagliani et al. 2008) can be used concurrently in order to compare results.

Combining consumption activity descriptors to life cycle inventory is complex as it covers a wide range of production activity sectors (i.e., food, durable goods, non durable goods, services, and so on). Moreover, the study of such complex products is made more difficult due to the absence of data. Tukker and Jansen (2006) compared two different approaches to study the life cycle impacts of total societal consumption in a European context. The first one consists in bridging LCA data gaps with the use of proxy data sets (e.g., the LCA of carrots will be used to assess the impacts of the consumption of all vegetables). It is seen as a bottom-up approach. On the other hand, top-down modeling may be carried out using EIOTs. Tukker and Jansen (2006) recommended the use of top-down approaches as they are more comprehensive, consistent and systematic in allocating environmental impacts to final consumption whereas bottom-up studies are liable to exclude certain consumption activities due to data gaps. However, progress has been made recently concerning LCA data gaps and several approaches have been proposed to address this issue (Milà i Canals et al. 2011).

These two approaches have been applied concurrently to develop Canadian normalization factors based on consumption activities instead of the production-based normalization factors currently used for LCA studies (Lautier 2010). The results are quite heterogeneous and a hybrid approach is therefore recommended. Lautier (2010) applied a bottom-up approach for housing and transport activities, and a top-down approach for food, goods and services (using the US Input Output database).

We chose to adopt this portioning approach for consumption activities. This enables the use of site-specific data in housing and transport. Besides, it is not necessary to tweak the EIOTs to include the use stage. For the same reasons, the end-of-life stage has been also assessed

through a bottom-up approach. This hybrid approach, which is similar to the tiered hybrid analysis, is quite easy to implement. Yet, it is important to keep in mind that this hybrid approach has some drawbacks. There is no consistency between data sources as data from the bottom-up approach come from European processes, whereas data from the top-down approach come from the US. The use of US data is convenient for the theoretical case study. Yet, in practice, data should come from the studied area or a similar one. Then, concerning the use of these two methods, significant errors can be introduced when using EIOTs to model important processes. Besides, there is also the issue of double counting as the commodity flows of the bottom-up approach are already taken into account by the EIOTs. Finally, due to a lack of data, some impact categories (e.g. ionizing radiation) are not included in the US IO database (Suh and Huppes 2005).

All data on this case study as well as key elements for their inventory are summarized in supporting information (see B.6.4).

The last step of data collection, i.e. the distinction between direct burdens and indirect burdens, is simplified with the use of Ecoinvent database as it supplies two kind of processes, i.e., unit processes and system processes (Goedkoop et al. 2010). Unlike with system processes, which are, in fact, black boxes, unit processes contain resource and emission inputs from the process step under study as well as references to input from other unit processes. Consequently, unit processes have been used to distinguish direct burdens (all resource and emission inputs in the territory from the activity under study) from indirect burdens (all the inputs from other unit processes and outside the territory). Concerning data from input-output tables, it has been assumed that all food, goods and services were imported and that their impacts will therefore be only indirect.

B.3.2 Results and discussion

B.3.2.1 Land use functions

Five indicators of services provided by the territory have been considered for this case study: (i) the number of employees, related to the function “provision of work”, (ii) the total area covered by the territory to host its population related to the function “residential, transport and land independent production” as well as (iii) the Gross Domestic Production (GDP), (iv) the number of tourists related to the function “human health, recreation and culture”, and (v) the share of dwellings connected to sewage which covers the function provision of abiotic resources. For the first four indicators, data have been gathered from the activity descriptors

as well as from National statistics¹⁷ for the South of France. The indicator on area has been directly quantified thanks to the activity descriptor. To get an order of magnitude, the results have been compared to “an average territory” which is built by the downscaling of French average data¹⁸ to a theoretical territory that hosts the same population as for the case study (see Fig. B-9).

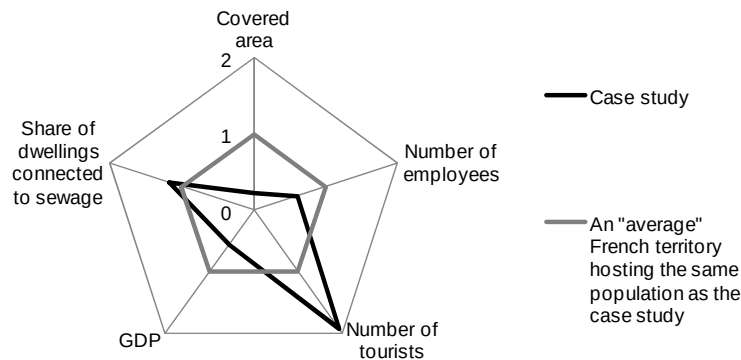


Fig. B-9 Indicators of services provided by the case study compared to an “average French territory” hosting the same population.

The results show that the case study has a high residential function as it is a densely populated territory. The other indicators are quite well-balanced, except for the number of tourists, which is high. It points out the touristic vocation of this territory.

B.3.2.2 Environmental impacts

The method chosen to assess the potential impacts is ReCiPe described in Goedkoop et al. (2009). The impacts are quantified at an endpoint level from the hierarchist perspective (see Fig. B-10). As a general rule, the impacts from production activities are greater than those related to consumption activities. This is essentially due to impacts incurred by industrial activities. However, there are exceptions for impacts linked to land use and to freshwater ecotoxicity, which are mainly caused by consumption activities. The impacts due to the production of imported foodstuffs can partly explain these results. Besides, it should be noted that the impacts due to consumption activities are underestimated for metal depletion, ionizing radiation and natural land transformation as they are not taken into account in the US databases of the Input-Output approach.

¹⁷ <http://www.insee.fr/fr/>

¹⁸ See data on <http://www.insee.fr/fr/> for the number of employees, the number of inhabitants, the GDP and the number of tourists and www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr for the share of dwellings connected to sewage

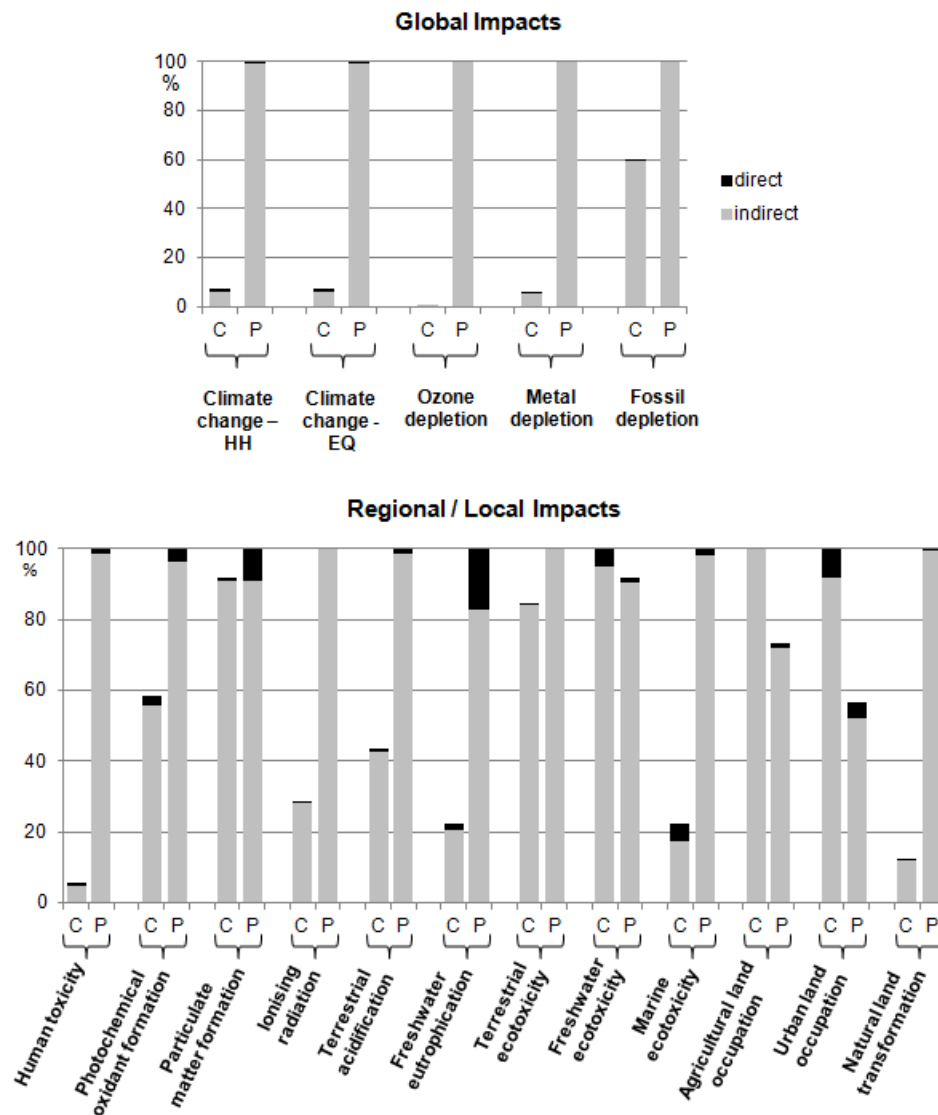


Fig. B-10 Impacts generated by the theoretical case study - Distinction between global and regional/local impacts as well as between direct and indirect impacts (C = Consumption activities, P = Production activities, HH = Human Health, EQ = Ecosystem Quality).

Consequently, although the indicators of land use functions suggest that residential and recreational functions prevail, environmental impacts are mainly related to production activities. This finding highlights the needs to provide two categories of outputs for the interpretation phase, i.e., land use functions and environmental impacts, as well as the importance of assessing a set of land use functions in order to grasp its multifunctionality.

A secondary yet significant result is the prevalence of indirect impacts. This means that most impacts due to territorial activities occur elsewhere. Only a small fraction is due to local resource consumption or local releases of pollutant substances. However, these findings should not be misinterpreted. Indeed, at first sight, it is tempting to conclude that little can be done at a local level to decrease the environmental impacts with land planning. At least two

arguments can be put forward to counter this hasty interpretation. Firstly, land use plans can both contribute to reduce direct and indirect environmental impacts according to the land use functions they provide. This reduction will be assessed thanks to the territorial LCA framework with the advantage of not hiding environmental burden shifting between territories. Secondly, regional and local direct impacts should be analyzed more in detail. In the case study, only site-generic characterization factors have been used with the ReCiPe method. To perform a more accurate assessment, it would be worthwhile to use site-dependent factors when they will be available in upcoming LCIA methods (such as Impact World +) at least for the prevailing local impacts. According to the local sensitivity of the environment, regional or local actual impacts can differ from several orders of magnitude (Reap et al. 2008).

Consequently, regional or local direct impacts can be important issues in a local context. It is thus recommended to identify the main contributors to these impacts in order to complete their assessment. Two steps are proposed to identify these contributors. The first is to identify the most important direct regional/local impacts. It is done by assessing their respective contribution to each of the three endpoints, i.e. human health, ecosystem quality and resources (see the example for ecosystem quality in Fig. B-11).

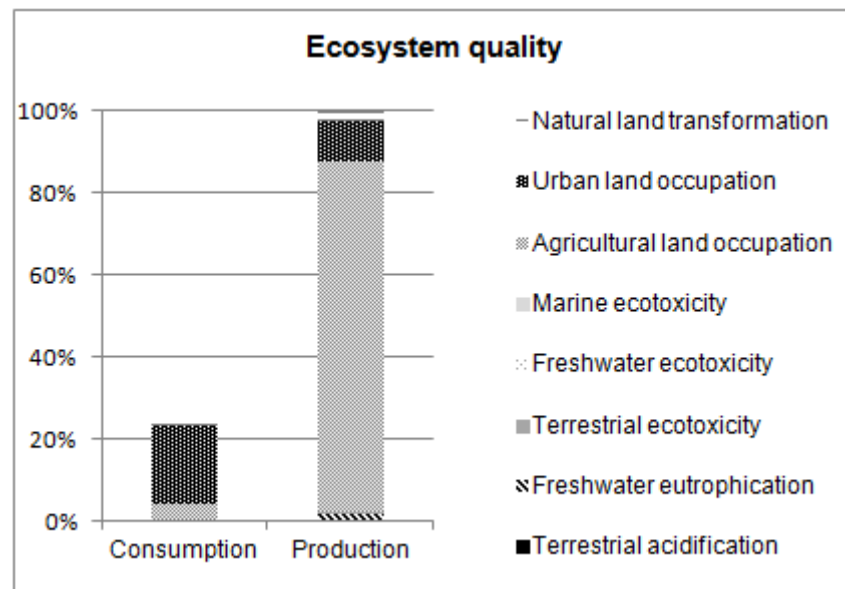


Fig. B-11 Contributions of regional/local direct impacts to Ecosystem Quality (endpoint impact).

Concerning ecosystem quality, the main regional/local direct impacts are linked to land use and to a lesser extent to freshwater eutrophication (see Fig. B-11). As a result, this assessment is useful to identify the main environmental issues at stake on the territory. The second step is to determine what human activities generate these impacts (see Fig. B-12). For instance, two

main activities are responsible for agricultural land occupation, i.e., agriculture but also tourism with the establishment of numerous campgrounds on the territory. Concerning pollution-oriented impacts, direct freshwater eutrophication can be linked to both consumption activities (inhabitant -wastewater treatment) and production activities (industry). The minimal contribution of agriculture can be explained by the fact that the main production is vine growing which uses low levels of fertilizers. Once these activities have been identified, site-specific data can be used to take into account the local environment specificities in the characterization of their impacts. It will permit to assess more accurately the potential environmental risks incurred by territorial activities and to determine what the main contributors are. This will support decision-making in a local context by identifying the main drivers that could be used to reduce the environmental risks that can occur on a territory.

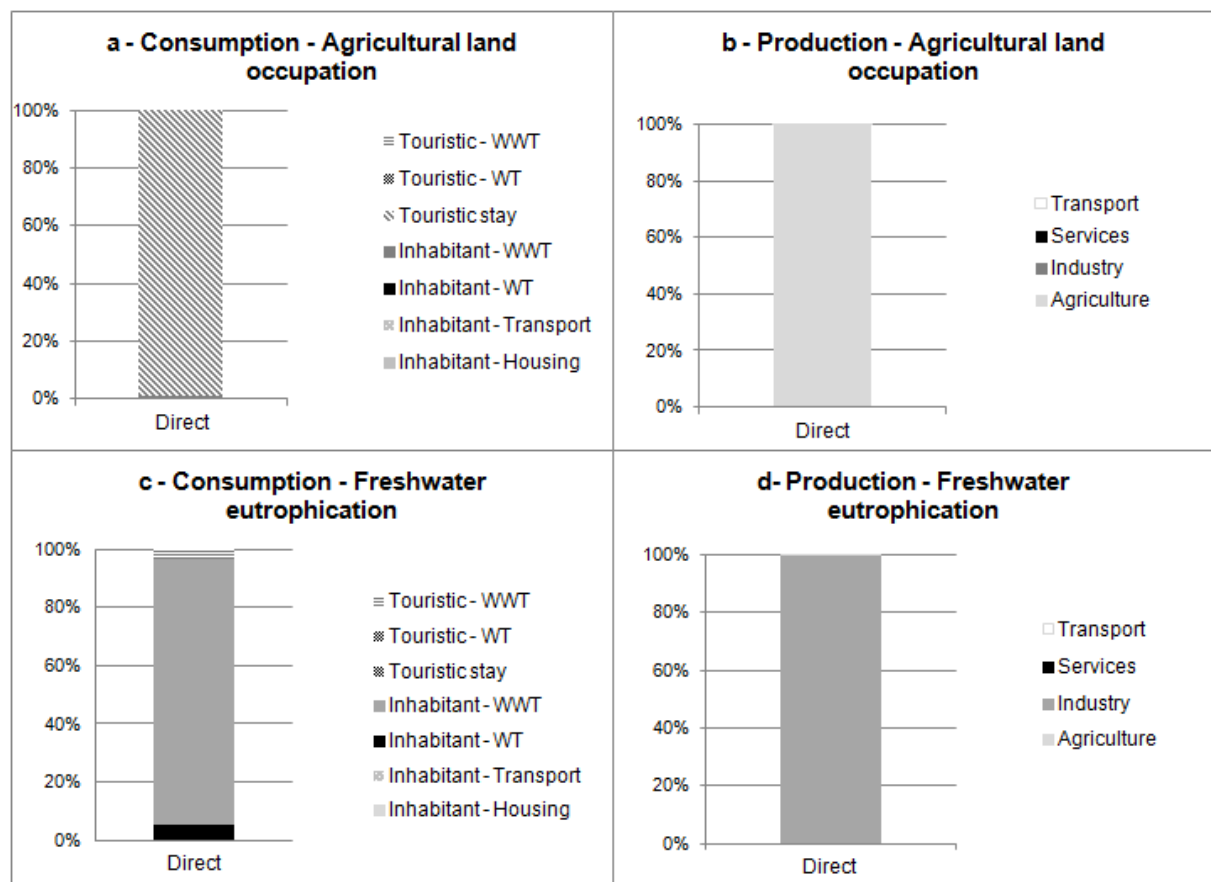


Fig. B-12 Contributions of human activities to direct agricultural land occupation and freshwater eutrophication
(WWT = Wastewater treatment, WT = Waste treatment).

B.4 Discussion

B.4.1 Integration in the decision-making process

A methodological framework has been developed in order to perform territorial assessments. With the implementation of the European directive on Strategic Environmental Assessment, there is an urgent need for formalized tools which can provide quantitative indicators when assessing a territory and selecting land use planning scenarios. The SEA procedure can be divided into 7 steps, i.e. (i) the scoping, (ii) the situation assessment (a baseline study), (iii) the formulation of alternatives, (iv) the environmental analysis of these alternatives, (v) the valuation, (vi) the decision and (vii) the management plan (including monitoring) (Nilsson et al. 2005). Based on these stages, territorial assessments can be performed for the situation assessment as well as for the environmental analysis of these alternatives. Territorial LCA can provide a comprehensive diagnosis of the territory, based on a global assessment of all human activities located on the territory. Besides, it will determine the main environmental issues on the territory while identifying burden shifting between environmental impacts and other territories. The use of territorial LCAs in order to compare scenarios is also supported by the assessment of the land use functions. These set of indicators allows comparing scenarios which by definition will provide different land use functions.

Consequently, territorial LCAs should be used early in the decision-making process in order to provide transparent information to the stakeholders and to support a broader acceptance of SEA.

B.4.2 Attributional or consequential LCA

The aim of a “territorial LCA” is to provide relevant information for decision-making process. In order to determine whether an attributional or a consequential LCA should be performed, the recommendations of the ILCD Handbook (European Commission 2010) have been followed by studying the “extent of changes” due to the decision. As the methodological framework is dedicated to a sub-national territory level, i.e. a community of municipalities, the land use planning scenario is expected to have large consequences on the territory itself, but only small-scale and non-structural consequences on other territories. The studied territory is not big enough to put pressure on other territories via market mechanisms. Therefore, the decision support tool is for “micro-level” as defined by the ILCD handbook and an attributional modeling is thus recommended. Nevertheless, further work could be undertaken

to assess under which conditions such an assumption is relevant and to explore consequential scenarios at larger scales (effect at neighboring, nation, regional scales). For example, if the territory supports a strategic activity such as the provision of a significant part of the national energy mix, a consequential approach could be considered. The identification of these activities as well as their assessment through a consequential modeling can be performed in an additional step.

B.4.3 Dealing with multifunctionality

The proposed framework is based on the joint assessment of impacts and land use functions, which can vary depending on land use planning scenarios. As a result, the functions between scenarios are not kept equal. The approach adopted in the methodological framework is to assess a set of land use functions for each land use planning scenarios. An alternative way of dealing with the issue of multifunctionality would be to compensate for the differences of land use functions between a reference land use planning scenario and the alternatives. This other approach has the advantage of maintaining the criterion of comparability between the studied alternatives and allows comparisons. However, this would require additional work for data collecting and for compensation scenario assessment. Moreover, this could increase data uncertainty as several data would need to be approximated. Consequently, assessing compensation scenarios linked with provided function shifts can be considered rather as an extra step of territorial LCAs that could be performed once function changes have been identified between land planning scenarios.

B.4.4 Addressing uncertainties

The issue of uncertainty is common to all kinds of LCA studies. Yet, it is particularly relevant in land planning studies as we must examine prospective scenarios where additional sources of uncertainties can be multiple (data quality, modeling choices, and so on), and this signifies even further research (Höjer et al. 2008). One of the main issues is to connect a quantitative LCA with a prospective scenario which often rely on qualitative descriptions combined with a GIS-based land-use planning. The qualitative descriptors must be turned into quantitative functions. One possible approach is to make assumptions on the levels of human activities from a prospective scenario (e.g. the number of inhabitants, the number of tourists ...). This can be discussed with the stakeholders in charge of defining the different land use planning scenarios. Thereafter, a sensitivity analysis could be conducted in order to estimate the consequences of these assumptions on the results.

B.4.5 Links with GIS (Geographic Information System) tools

The use of GIS (Geographic Information System) tools can prove very useful in environmental assessment in land planning, as stressed by Azapagic et al. (2007). They can provide two main improvements. The first one is to enhance the inventory phase by developing a “spatialized” inventory. For each activity, it will associate inventory data to spatial data on their location. The second would be to use spatial analysis tools to provide valuable information for site-specific assessment. It would be particularly relevant if an environmental risk assessment needs to be performed for activities identified in the screening step.

B.5 Conclusion

Methodological advances have been proposed to adapt the LCA framework to land planning issues. One of the main transformations of this “territorial LCA” framework is that the functional unit would no longer be “the geographical territory”, but a set of indicators, i.e., a vector grouping a set of land use functions which is the counterpart of the vector of potential environmental impacts, which is the output of conventional LCA.

A first attempt has been made to determine and classify goods and services according to land use functions (see Table B-1). This approach requires further work, i.e., should we retain all the goods and services of this list, or only some of them, based on stakeholder interest? Should we add other goods and services which are relevant for stakeholders? The values to be assigned to each variable should be determined in the scenario building phase. This evaluation is crucial for the task of measuring the eco-efficiency of a territory as developed by Seppälä et al. (2005).

In addition, this revised approach provides food for thought on how to best integrate the two categories of indicators. In terms of usability, it will be beneficial for decision-makers to get all these indicators on a same dashboard (e.g., environmental but also economic and social indicators). This is in line with ongoing research work on life cycle sustainability assessment (Guinée et al. 2011) and the challenges related to the extension of the environmental life cycle thinking to economic and social aspects (Hunkeler and Rebitzer 2005).

B.6 Supporting Information

B.6.1 List of production activities (Table B-2)

Code	Activity name (NACE rev. 2)	Inventoried activity
A	Agriculture, forestry and fishing	Agriculture, forestry and fishing
B	Mining and quarrying	Mining and quarrying
C	Manufacturing	Manufacturing
D	Electricity, gas, steam and air conditioning supply	Energy
E ^a	Water supply, sewerage, waste management and remediation activities	Waste treatment
		Waste water treatment
F	Construction	Construction
G	Wholesale, retail trade, garage	Services
H	Transport and storage	Transport
I	Accommodation and food service activities	Services
J	Information and communication (including telecommunications)	
K	Financial and insurance activities	
L	Real estate activities	
M	Professional, scientific and technical activities	
N	Administrative and support service activities	
O	Public administration and defense	
P	Education	
Q	Human health and social work activities	
R	Arts, entertainment and recreation	
S	Other service activities	
T	Activities of households as employers	
U	Activities of extraterritorial organizations and bodies	
^a Only end-of-life activities, i.e. waste treatment and wastewater treatment, which treat waste or wastewater from other territories are concerned in this category of production activities. Treatments of waste and wastewater from the permanent or temporary residents are included in consumption activities		

Table B-2 List of production activities derived from the NACE rev.2 classification (Eurostat 2008).

B.6.2 List of descriptors of activities and their related data sources (Table B-3)

	Type of activity	Inventoried activity	Descriptor of activities	Examples of data sources
CONSUMPTION	Permanent Resident	Food, Goods and Services	Ex: Number of inhabitants, number of workers, household incomes...	http://www.insee.fr/
		Housing	Number of inhabitants living in a flat	http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?ref_id=ip1202
			Number of inhabitants living in a house	
		Transport	Number of inhabitants	http://www.insee.fr/fr/
		Waste Collection	Annual waste collection (tkm)	http://www.sinoe.org/accesThematique.php?ID=6&KEEP=0 Ecoinvent "Ecoinvent - Transport, municipal waste collection, lorry 21 t/CH U "
		Waste treatment	Annual inputs to waste treatment sites (kg)	Waste production for one inhabitant: http://www2.ademe.fr/servlet/getBin?name=87F4DF22E5002C1F5545F2B1D9C2535F_tomcatlocal1338378971961.pdf Share (incineration/landfill): Ecoinvent, Waste scenario/FR U
		Wastewater treatment	Annual inputs to wastewater treatment (kg DBO ₅)	Wastewater load for one inhabitant : 50 gDBO ₅ /d (Risch et al. 2011) Share between wastewater treatments: depends on the land planning scenario
	Non permanent residents	Arrivals	Number of arrivals (share between France, Europe and the rest of the world)	Example for one Region: http://www.insee.fr/fr/regions/languedoc/default.asp?page=themes/conjoncture/conj1109/conj1109.htm
		Overnights	Number of overnights and share between different types of accommodations	Example for one Region : http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?ref_id=17410&reg_id=1&page=synthese/syn1103/syn1103_tourisme.htm
		Waste Collection	Annual waste collection (tkm)	Same data sources as for permanent residents, except for waste production where only estimations on waste related to food consumption are taken into account (the rationale is based on days and not for one year)
		Waste treatment	Annual inputs to waste treatment sites (kg)	
		Wastewater treatment	Annual inputs to wastewater treatments (kg DBO ₅)	
PRODUCTION	Agriculture, Forestry and Fishing	x	Total area of each crops (ha), yields for each crops (t/ha), annual outputs (t)	Agricultural statistics (www.agreste.fr) Database on land covers (2006): Corine Land Cover Data gathering from Chambers of agriculture
	Mining and quarrying	x	Annual outputs per site (t)	Departmental plans for careers
	Manufacturing	x	Annual outputs per plant (t)	Inspections of classified installations (http://www.installationsclassees.developpement-durable.gouv.fr/rechercheICForm.php)
	Energy	x	Annual outputs per plant (kWh)	
	Waste treatment	x	Annual inputs from other territories per site (t)	Local Plans of waste management (local authorities such as municipalities, or departments, or regions)
	Wastewater treatment	x	Annual inflows from other territories per plant (kg DBO ₅)	Portal information on municipal sewage (http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/index.php)
	Construction	x	Annual construction per type of building	http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/donnees-ligne/r/sitdel2-donnees-detaillees-locaux.html
	Transport	x	Annual transport quantity per transportation (t.km or p.km)	Local plans of transport
	Services	x	Number of inhabitants and density of equipment	Density of equipment : http://www.insee.fr/fr/themes/detail.asp?reg_id=99&ref_id=equip-serv-commerce

Table B-3 List of descriptors of activities (consumption and production) and their related data sources.

B.6.3 Direct and indirect burdens of territorial activities (Table B-4)

Inventoried activity	Subcategories	Direct burdens	Indirect burdens
Residential consumption	Food, goods and services	x	Inputs from production and distribution stages of imported products
	Housing	Local resource consumption and emissions from houses	Inputs from production stages of imported products
	Transport	Emissions from local transportation	Inputs from production stages of imported products and emissions from outside transportation
	End of life activities	Emissions from territorial collection and plants	Inputs from production stages of imported products and external management of waste and residuals
Non residential consumption (tourism)	Accommodation services (Housing and food)	Local resource consumption and emissions from accommodation services	Inputs from production stages of imported products
	Transport	Emissions from local transportation	Inputs from production stages of imported products and emissions from outside transportation
	End of life activities	Emissions from territorial waste collection and plants	Inputs from production stages of imported products and external management of waste and residuals
Agriculture, forestry and fishing	Agriculture	Local resource consumption and emissions in the field	Inputs from production stages of imported products
	Forestry		
	Fishing		
Mining and quarrying	x	Local resource consumption (aggregates, ...) and emissions from site extraction	Inputs from production stages of imported products and external waste treatment
Manufacturing	x	Local resource consumption and emissions from plant	Inputs from production stages of imported products and external waste treatment
Energy	x	Local resource consumption and emissions from plant	Inputs from production stages of imported products and external waste treatment
Waste treatment	x	Emissions from plant	Inputs from production stages of imported products and external management of residuals (i.e., ashes)
Waste water treatment	x	Emissions from plant	Inputs from production stages of imported products and external treatment of residuals (i.e., sludge)
Construction	x	Emissions from construction sites	Inputs from production stages of imported products
Transport	x	Emissions from traffic and maintenance of communication routes	Inputs from production stages of imported products
Services	x	Local resource consumption and emissions from equipments	Inputs from production stages of imported products

Table B-4 Direct and indirect burdens of territorial activities.

B.6.4 Theoretical case study

B.6.4.1 Human activity inventory and its related life cycle inventory for the theoretical case study (Table B-5 and Table B-6)

CONSUMPTION						
Type of activity	Inventoried activity	Descriptor of activities	Value	Unit	LCA database	
Permanent Resident	Food, Goods and Services	Number of inhabitants	92 000	Number of inhabitants	See S.4.2	
	Housing	Number of inhabitants living in a flat	45 970			
		Number of inhabitants living in a house	46 030			
	Transport	Number of inhabitants	92 000			
	Waste Collection	Annual waste collection	1 304 597	tkm	Ecoinvent - Transport, municipal waste collection, lorry 21 t/CH	
	Waste treatment	Annual inputs to incinerator	29 108 800	kg	Ecoinvent - Disposal, municipal solid waste, 22,9% water, to municipal incineration/CH U	
		Annual inputs to landfill	24 950 400		Ecoinvent - Disposal, municipal solid waste, 22,9% water, to sanitary landfill/CH U	
	Wastewater treatment	Annual inputs to activated sludge treatment	64 400	Number of inhabitants	Roux et al. 2010, Risch et al. 2011	
		Annual inputs to reed bed filter treatment	27 600			
Non permanent residents	Arrivals	Number of arrivals from France	280 000	Number of arrivals	See S.4.3	
		Number of arrivals from Europe	52 500			
		Number of arrivals from the rest of the world	17 500			
	Overnights	Number of overnight stays in Campground	923 000	Number of overnights		
		Number of overnights in Hotel 0-2*	221 000			
		Number of overnights in Hotel 3 and more *	156 000			
	Waste Collection	Annual waste collection	61 099	tkm	Ecoinvent - Transport, municipal waste collection, lorry 21 t/CH	
	Waste treatment	Annual inputs to incinerator	1 126 133	kg	Ecoinvent - Disposal, municipal solid waste, 22,9% water, to municipal incineration/CH U	
		Annual inputs to landfill	266 585		Ecoinvent - Disposal, municipal solid waste, 22,9% water, to sanitary landfill/CH U	
	Wastewater treatment	Annual inputs to activated sludge treatment	2 491	Inhabitant equivalent	See Roux et al. 2010, Risch et al. 2011	
		Annual inputs to reed bed filter treatment	1 068			

Table B-5 Human activity inventory of consumption activities located on the case study and its related LCA databases.

PRODUCTION	<u>Type of activity</u>	<u>Inventoried activity</u>	<u>Descriptor of activities</u>	<u>Value</u>	<u>Unit</u>	<u>LCA database</u>
	Agriculture, Forestry and Fishing	Wine	Annual outputs (Area: 3500 ha, Yield: 4435 kg/ha)	15 522 500	kg	See Clermidy 2012
		Wheat	Annual outputs (Area: 500 ha, Yield: 6425 kg/ha)	3 212 500	kg	Ecoinvent - Wheat grains IP, at farm/ CH U
		Mussel farming	Annual outputs	6 000 000	kg	See Iribarren 2010
	Mining and quarrying	Quarry	Annual outputs	500 000 000	kg	Ecoinvent - Gravel, crushed, at mine /CH U
	Manufacturing	Diester production plant	Annual outputs (rapeseed oil)	200 000 000	kg	Ecoinvent - Rape methyl ester, at esterification plant/CH U
		Fertilizer production plant	Annual N outputs	200 000 000	kg	Ecoinvent - Urea ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U
			Annual P outputs	150 000 000	kg	Ecoinvent - Single superphosphate, as P2O5, at regional storehouse/RER U
		Polymer production plant	Annual outputs	60 000 000	kg	Ecoinvent - Tetrafluoroethylene film, on glass/RER U
	Construction	x	x	x	x	x
	Transport ¹⁹	Highway	Annual car traffic: 8766000	245 448 000	passenger.km (Number of cars = 1,4 pers./car)	Ecoinvent - Transport, passenger car, diesel, fleet average 2010/RER U
			Annual lorry traffic: 2191500	499 662 000	tkm (average load = 11,4 t)	Ecoinvent - Transport, lorry 16-32 t, EURO 5/RER U
			Section lenght	20 000	m	Ecoinvent - Operation, maintenance, road/CH/I U
		Train	Annual traffic:18263	67 573 100	passenger.km (185 passengers/t rain)	Ecoinvent - Transport, average train/FR U
			Section lenght	20 000	m	Ecoinvent - Operation, maintenance, railway track/CH/I U
	Services	Territorial equipments per category	Number of inhabitants: 92000	92 000	Number of inhabitants	See S.4.4

Table B-6 Human activity inventory of production activities located on the case study and its related LCA databases.

¹⁹ For transport, data on the crossing of the territory has been approximated by the number of vehicles which use the highway during one year as well as the number of trains which use the railway line during one year. Besides, data on the average loads of vehicles and trains have also be used. All these data have been estimated thanks to national or regional statistics (www.insee.fr).

B.6.4.2 Methodology used to assess environmental impacts of permanent residents (inhabitants)

As explained beforehand, consumption activities of inhabitants have been divided into six items: food, housing, transport, goods and services and end-of-life activities. Besides, we have recommended using a hybrid approach to assess the environmental impacts of consumption activities. Thus, an Input Output LCA will be performed for food, goods and services, whereas a process LCA will be carried out for housing, transport and end-of-life activities. One of the major aims is to use existing database in the LCA software SimaPro. However, some adjustments need to be done for food, goods and services, housing and transport.

Food, goods and services

o Production stage: an IO-LCA

The methodology adopted here is based on the European work on Environmental Impacts of Products (Tukker et al. 2006), itself inspired by the works on environmental input output analysis performed for the US (Suh 2004). Due to a lack of European disaggregated data on production, Tukker et al. (2006) adapted the US 480 commodity and service matrix to take into account European production characteristics as well as European substance emissions levels. However, these adjustments are not freely available and not included in SimaPro contrary to US Input Output data. Consequently, US Input Output data have been used for assessing the environmental impacts of a French citizen.

National statistics (Insee 2006a) provide monetary data (in euros) on actual final consumption of households. Data are grouped for each functional area of consumption according to the COICOP (Classification of Individual Consumption According to Purpose) classification. This is a standard classification within the framework of the United Nation System of National Accounts. The COICOP classification has a higher level of aggregation compared to the US commodity classification. It is hence required to disaggregate COICOP products into US commodities so as to use US Input Output tables. This step has been performed thanks to the transformation table proposed by Tukker et al. (2006). Goods and services related to housing and transport have been excluded as they are assessed independently through the LCA process. The reference year has been set to 2006. As US Input Output tables are in 1998 dollars, a conversion has to be made. Through this methodology, the consumption of food, goods and services of a French citizen for the year 2006 has been assessed.

o *Distribution stage: a process LCA*

The distribution stage is not included in US Input Output tables. This stage has been added thanks to data on freight and the main assumptions proposed by Grandjean et al. (2009) in their methodology developed to account for the carbon footprint of a French citizen. These data (in tkm) have been linked to Ecoinvent database according to the appropriate means of transport.

Housing

Different kinds of urban sprawl on a territory can have great influence on resource consumptions (energy, water, land...). Therefore, two kinds of dwellings have been considered. Houses stand for a high level of urban sprawl contrary to flats which are representative of a dense settlement. For each town, percentages of houses and flats have been set. National statistics (Insee 2006b) have been used to estimate the average area of these two kinds of dwellings (see Table B-7) in order to get data on their land use consumption. Moreover, for each type of dwelling, data on consumption of energy (Ademe 2005) and water (Montginoul 2002) have been gathered for one year (see Table B-8 and Table B-9).

	Population distribution (%)	% of houses	% of flats	Number of dwellings	Number of inhabitants living in a house	Number of inhabitants living in a flat	Total house area (m ²)	Total flat area (m ²)
Municipality 1	42	22	78	18362	10099	28645	448409	945296
Municipality 2	7	34	66	3114	2647	4111	117536	135662
Municipality 3	9	54	46	3813	5148	3508	228571	115773
Municipality 4	1	81	19	483	978	184	43427	6057
Municipality 5	4	83	17	1342	2785	456	123643	15058
Municipality 6	5	82	18	2006	4112	722	182564	23828
Municipality 7	3	89	11	1168	2598	257	115364	8478
Municipality 8	17	61	39	6983	10650	5447	472389	179750
Municipality 9	10	68	32	4125	7013	2640	311360	87121

Table B-7 Share of houses and flats on the territory.

Final energy consumption	Electricity consumption (kWh/m ²)	Gas consumption (kWh/m ²)	Other consumption ^a (kWh/m ²)
Houses	59	69	69
Flats	61	130	51

Table B-8 Final energy consumption per type of housing (Ademe 2005) (^a it is assumed that other consumption stands for fuel consumption).

Water consumption	m3/housing
Houses	124
Flats	89

Table B-9 Final consumption of water per type of housing (Montginoul 2002).

Thanks to these data, it has been possible to compile a life cycle inventory for one inhabitant living in a flat or in a house during one year. Moreover, data on the sewer infrastructure have been added according to the type of dwelling (flats for dense settlement and houses for urban sprawl). All the LCA databases used are summarized in Table B-10.

Housing inventory	LCA database
Water consumption	Ecoinvent - Tap water, at user/RER U
Electricity consumption	Ecoinvent - Electricity, medium voltage, production FR, at grid/FR U
Gas consumption	Ecoinvent - Natural gas, burned in boiler condensing modulating <100kW/RER U
Other energy consumption (fuel)	Ecoinvent - Light fuel oil, burned in boiler 100kW condensing, non-modulating/CH U
Land use	Occupation, urban, discontinuously/continuously built
Sewer infrastructure	Roux et al. 2011

Table B-10 LCA database in relation with housing.

Transport

National statistics (Insee 2008) have been used to determine the number of kilometers covered by one inhabitant during a year. To estimate the share of local journeys, it was assumed that only cars and trains (i.e., regional trains) are contributing. Besides, data on commuting have also been used (Insee 2004) to determine the share of local journeys in car transportation (around 60%). Data on air travel have been gathered from Grandjean et al. (2009). All Data on transport as well as the corresponding LCA databases are summarized in Table B-11.

Means of transport	Distance covered by one inhabitant (km)	LCA database
Cars <i>Including local journey</i>	11212 6727	Ecoinvent - Transport, passenger car, diesel, fleet average 2010/RER U
Autobus	758	Ecoinvent - Transport, regular bus/CH U, Autobus
Train <i>Including local journey</i>	1193 199	Ecoinvent - Transport, average train/FR U
Air travel <i>Including Domestic flight</i>	2413 171	Ecoinvent - Transport, aircraft, passenger, intercontinental/RER U Ecoinvent - Transport, aircraft, passenger, Europe/RER U

Table B-11 Number of kilometers per inhabitant and per mean of transportation as well as their corresponding LCA databases.

B.6.4.3 Methodology used to assess environmental impacts of temporary residents (tourists)

Few LCA studies are available on tourism. It is partly due to the inherent difficulties to adapt this approach to tourism activities (De Camillis et al. 2010).

For a first approach, it has hence been decided to only take into account impacts resulting from resource consumption (i.e., energy, water and land) of accommodation services (i.e., hotels and campgrounds) as well as impacts due to food consumption, transport and end of life activities of tourists. For food consumption and end of life activities, the methodology used is the same as the one developed for permanent residents. Other databases have been used for accommodation services and transport activities (see B.6.4.3).

Once data on activities have been gathered, the same LCA processes as the ones mobilized for permanent residents have been used.

Accommodation services (Overnights)

Data have been gathered from different sources according to the resource under consideration: (i) energy (Béreau 2010), (ii) water (OIEau 2005) and (iii) land occupation (Ademe 2005, Bourgeat 2009, FFCC 2011) (see Table B-12).

	Energy consumption ^a (kWh/overnight)	Water consumption (m3/overnight)	Land occupation (m ² /y)
Hotels 0-2*	35	0,17	304
Hotels 3 and more*	69	0,58	468
Campgrounds	6,5	0,16	24000
^a the share between the different energy inputs is the same as the one for the health sector, see S.4.4			

Table B-12 Resource consumption for accommodation services.

Transport

Regional statistics for the South of France have been used to get data on the origins of tourists (Insee 2011). Besides, other data for France have been gathered on means of transportation (SDT and TNS Sofres 2008) and on their related distance covered for one stay (MEDAD 2008). Assumptions were made for foreign countries. These elements are summarized in Table B-13.

Origin	Origin share (%)	Mean of transportation	Transportation share (%)	Distance covered per stay (km)
France	80	Car	77	588
		Train	15	759
		Air travel	8	1033
Europe	15	Car	100	2000 ^a
Rest of the world	5	Air travel	100	5000 ^a

Table B-13 Data on tourist transportation (^a Hypothesis).

B.6.4.4 Methodology used to assess environmental impacts of service activities

As for touristic activities, there are many obstacles for implementing LCA approaches to services. It has hence been decided to use the same assumptions. Only direct energy, water and land occupation from equipments (e.g., hospitals, schools, bakeries, hypermarkets, ...) are accounted for. National statistics provide a detailed database on equipments at territorial levels (Insee 2010). It covers different kinds of services (i.e., shops, education, health, personal services or sport and leisure). An average equipment density has been estimated from this database for the South of France. Related to the number of inhabitants, this indicator allows to determining the number of equipments within a territory.

Data on energy and land occupation have been taken up from different sources (Trotignon et al. 2005, Explicit 2008, Ademe et al. 2010, Arthémia 2011). Two sources have been used for gathering data on water consumption (OIEau 2005, Smegreg 2007). Some pieces of data concerning water consumption are expressed as a ratio per employee for a given equipment. National statistics on employee per activity sector have hence been used to determine the whole consumption (Insee 2009). These elements are summarized in Table B-14.

	Equipment	Equipment density (number of equipments / inhabitant)	Average area (m ²)	Electricity consumption (kWh/m ²)	Gas consumption (kWh/m ²)	Fuel consumption (kWh/m ²)	Water consumption (m ³)
SHOPS	Grocery	0,000751	116	89	104	38	151
	Bakery	0,0011125	168	231	270	99	190
	Butcher	0,0005519	91	118	138	51	130
	Florist	0,0003367	80	66	77	28	70
	Supermarket	0,0001908	1100	116	135	50	2310
	Library	0,0003729	87	70	82	30	17
	Cloth store	0,0013125	83	63	74	27	17
	Home furnishing store	0,0002648	83	63	74	27	17
	Shoe store	0,0002243	83	63	74	27	17
	Appliance store	0,000169	83	63	74	27	17
	Furniture store	0,0002679	83	63	74	27	17
	Sporting goods and leisure store	0,0003206	83	63	74	27	17
	Drugstore	0,0001795	83	63	74	27	17
	Jewelry	0,0001586	58	94	110	40	17
	Hypermarket	2,919E-05	9385	116	135	50	19709
	Fishmonger	0,0001172	83	68	80	29	290
	Perfumery	0,0001363	103	79	92	34	21
EDUCATION	Infant school	0,0002709	2500	34	98	29	456
	Elementary school	0,0005275	2500	34	98	29	392
	College	0,0001167	5000	32	93	28	1784
	General high school	3,572E-05	5000	32	93	28	4134
	Profesional high school	2,875E-05	5000	32	93	28	1374
HEALTH	Senior accomodations	0,0001782	2700	112	151	28	4823
	Stay Healthcare facility	3,441E-05	7800	79	106	19	27500
	Accommodation for disabled children	4,051E-05	1900	112	151	28	3320
	Accommodation for disable adults	8,756E-05	1500	112	151	28	2643
PERSONAL SERVICES	Bank	0,0006412	144	50	59	21	67
	Post office	0,0004103	1750	60	70	26	247
	Automotive and farm equipment repair	0,0014122	768	33	39	14	56
	Hairdresser	0,0015887	45	129	151	55	180
	Restaurant	0,0038913	151	146	171	63	365
	Real estate agency	0,0016013	53	64	75	27	13
	Beauty care	0,0007392	45	129	151	55	180
	Police	8,538E-05	1750	60	70	26	406
	Treasury	6,491E-05	1750	60	70	26	406
	Funeral	0,0001864	53	64	75	27	41
	MOT	0,0001207	53	64	75	27	56
	Driving school	0,0002326	53	64	75	27	16
	Vet	0,0001729	53	64	75	27	19
	Laundry	0,0002322	87	153	179	66	10000
	Job center	2,919E-05	1750	60	70	26	68
	Car renting	7,71E-05	53	64	75	27	26
	Temporay work agency	0,000118	53	64	75	27	68

SPORT AND LEISURE	Bowling pitch	0,0004805	300	53	84	11	800
	Tennis	0,0009418	300	53	84	11	800
	Multisport hall and field	0,0009496	10000	53	84	11	800
	Field for big games	0,0006652	10000	53	84	11	3000
	Swimming pool	0,0001167	312	1153	1852	244	3000
	Athletism	8,756E-05	10000	53	84	11	3000
	Specialized sport hall or field	0,0002143	300	53	84	11	800
	Roller, skate, BMX bikes or freestyle	9,409E-05	300	53	84	11	800
	Cinema	3,267E-05	750	51	82	11	220

Table B-14 Data on energy, land and consumptions for different kinds of equipments on a territory during one year.

No data have been found on liberal professions (e.g., doctors or entrepreneurs), their consumptions of energy and water, which should not be high, have thus been excluded as a first step.

To compile the corresponding life cycle inventories, the same LCA processes as the ones mobilized for housing of permanent residents have been used.

Acknowledgements:

This research has been supported by Irstea, AgroParisTech, the Languedoc Roussillon Regional Council and the Ecotech-Sudoe project funded by the Interreg IV program and the FEDER. The authors thank Cécile Bulle for her assistance and her advice as well as Nathalie Chèvre and Alain Grasmick. The authors are members of the ELSA research group (Environmental Life Cycle and Sustainability Assessment, <http://www.elsa-lca.org/>); they thank all the other members of ELSA for their advice.

Reference list:

- Ademe, 2005. Stratégie utilisation rationnelle de l'énergie - Chapitre II: Les bâtiments. Rapport, Paris.
- Ademe, Région Rhône Alpes, HESPUL, 2010. Ecoville - Sources de données: Statistiques et cas réels. Rapport, France.
- Arthémia, 2011. Suivi de consommation d'énergie en Provence Alpes Côtes d'Azur - rendu: Maisons de retraite. Région PACA et observatoire Régional de l'Energie, Rapport, France.
- Azapagic, A., Pettit, C., Sinclair, P. 2007. A life cycle methodology for mapping the flows of pollutants in the urban environment. *Clean Technologies and Environmental Policy* 9, 199–214.
- Bagliani, M., Galli, A., Niccolucci, V., Marchettini, N., 2008. Ecological footprint analysis applied to a sub-national area: The case of the Province of Siena (Italy). *Journal of Environmental Management* 86, 354–364.
- Banski, J., Bednarek, M., Danes, M., Feliu, E., Fons Esteve, J., Garcia, G., Hazeu, G., Mucher, S., Ole Rasmussen, R., Perez Soba, M., van Eupen, M., Weber, R., 2011. EU-LUPA: European Land Use Patterns. EPSON 2013 Programme, Luxembourg.
- Bare, J.C., Norris, G.A., Pennington, D.W., McKone, T.E., 2003. TRACI, the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impact. *Journal of Industrial Ecology* 6, 49–78.
- Baumgartner, D.U., Mieleitner, J., Alig, M., Gaillard, G., 2011. Environmental profiles of farm types in Switzerland based on LCA. In: Matthias Finkbeiner (Eds) *Towards Life Cycle Sustainability Management, Proceedings of Life Cycle Management (LCM) 2011 conference*, Berlin.
- Béreau, G., 2010. Qualité environnementale des terrains de campings - Fiche technique N°15. Rapport, France.

- BFF Ltd (Best Foot Forward), 2002. City limits: a resource flow and ecological footprint analysis of Greater London, Rapport.
- Björklund, A., 2012. Life cycle assessment as an analytical tool in strategic environmental assessment. Lessons learned from a case study on municipal energy planning in Sweden. *Environmental Impact Assessment* 32, 82–87.
- Bourgeat, Y., 2009. Le Languedoc-Roussillon au sixième rang national pour le parc hôtelier. Repères Chiffres pour l'économie du Languedoc-Roussillon. Rapport, France.
- Browne, D., O'Regan, B., Moles, R., 2011. Material flow accounting in an Irish city-region 1992–2002. *Journal of Cleaner Production* 19, 967–976.
- Browne, D., O'Regan, B., Moles, R., 2008. Use of embodied energy and ecological footprinting to assess the global environmental impact of consumption in an Irish city-region. *Journal of Environmental Planning and Management* 51, 447–470.
- De Camillis, C., Raggi, A., Petti, L., 2010. Tourism LCA: state-of-the-art and perspectives. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 148–155.
- Cao, V., Margni, M., Favil, B.D., Deschênes, L., 2012. Development of an integrated indicator for land use based on ecosystem services. SETAC Europe 22nd Annual Meeting /6th SETAC World Congress, Berlin
- Chanard, C., de Sède-Marceau, M.H., Robert, M., 2011. Politique énergétique et facteur 4 : instruments et outils de régulation à disposition des collectivités. Développement durable et territoires 2.
- Clermidy, S., 2012. Evaluation environnementale de la vigne: Méthodologie d'utilisation de données de traçabilité pour la réalisation d'Analyse du Cycle de Vie. Rapport, Irstea, Montpellier
- Cooper, J.S., 2003. Specifying functional units and reference flows for comparable alternatives. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8, 337–349.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.
- Curran, M.A., 2006. LCA: principles and practices. Report, USEPA, National Risk Management Research Laboratory, USA.
- Datar, 2003. Quelle France rurale pour 2020 ? Contribution à une nouvelle politique de développement rural durable. Etude prospective de la Datar, Paris, 64 p.

- Eder, P., Narodoslawsky, M., 1999. What environmental pressures are a region's industries responsible for? A method of analysis with descriptive indices and input-output models. *Ecological Economics* 29, 359–374.
- Ekvall, T., Tillman, A., Molander, S., 2005. Normative ethics and methodology for life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 13, 1225–1234.
- European Commission, 2009. Report from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on the application and the effectiveness of the Directive on Strategic Environmental Assessment (Directive 2001/42/EC), Brussels.
- European Commission - Joint Research Center - Institute for Environment and Sustainability, 2010. International reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide on LCA - Detailed guidance. First edition. EUR 24708 EN. Publication office Of the European Union, Luxembourg.
- EU, 2001. Directive 2001/42/EC of the European Parliament and of the Council of 27 June 2001 on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment
- Eurostat, 2008. NACE Rev. 2 - Statistical classification of economic activities in the European Community. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg
- Explicit, 2008. Enquête sur les consommations d'énergie des commerces et services de proximité en région Ile-de-France. Rapport, 42 p., Paris.
- Ferng, J.J., 2003. Allocating the responsibility of CO₂ over-emissions from the perspectives of benefit principle and ecological deficit. *Ecological Economics* 46, 121–141.
- FFCC, 2011. Les chiffres clés, les tendances et les évolutions du camping en France - Fédération Française de Camping et de Caravaning. In: Fédération Française de Camping et de Caravaning (<http://www.ffcc.fr/53/html/campings/chiffres-cles.aspx>).
- Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S., 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management* 91, 1–21.
- Finnveden, G., Nilsson, M., 2005. Site-dependent Life-Cycle Impact Assessment in Sweden. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10, 235–239.
- Frischknecht, R., 1998. Life cycle inventory analysis for decision-making - Scope-dependent inventory systems models and context-specific joint product allocation. Ph.D. Thesis, Swiss Federal Institute of Technology, Zurich

- García, G., Abajo, B., Olazabal, M., Herranz, K., Proy, R., García, I., Izaola, B., Santa Coloma, O., 2009. A step forward in the evaluation of urban metabolism: Definition of urban typologies. In: Book of proceedings: Urban metabolism: measuring the ecological city. Havránek, M., ConAccount 2008, Prague
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., 2009. ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterization, first ed., The Netherlands.
- Goedkoop, M., de Schryver, A., Oele, M., Durksz, S., de Roest, D., 2010. Introduction to LCA with SimaPro 7. Report, PRé Consultants, The Netherlands.
- Goldstein, B., 2012. Hybrid Urban Metabolism Models and Sustainable Urban Development. Master Thesis Project, Environmental Engineer DTU, Denmark.
- Gómez-Limón, J.A., Vera-Toscano, E., Rico-González, M., 2012. Measuring Individual Preferences for Rural Multifunctionality: The Importance of Demographic and Residential Heterogeneity. *Journal of Agricultural Economics* 63, 1–24.
- Grandjean, A., Jancovici, J.M., Paillat, E., 2009. Indicateur ECO2 Climat: Méthodologie de construction de l'indicateur. Rapport, Carbone 4, Paris.
- Guinée, J.B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., Ekvall, T., Rydberg, T., 2011. Life cycle assessment: past, present, and future. *Environmental Science & Technology* 45, 90–96.
- Haas, G., Wetterich, F., Geier, U., 2000. Life cycle assessment framework in agriculture on the farm level. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5, 345–348.
- Hauschild, M., Potting, J., 2003. Spatial differentiation in life cycle impact assessment - The EDIP2003 methodology. Report, Institute for Product development, Technical University of Denmark, Copenhagen
- Helming, K., Diehl, K., Bach, H., Dilly, O., König, B., Kuhlman, T., Pérez-Soba, M., Sieber, S., Tabbush, P., Tscherning, K., Wascher, D., Wiggering, H., 2011a. Ex ante impact assessment of policies affecting land use, Part A: Analytical framework. *Ecology & Society* 16.
- Helming K, Diehl K, Kuhlman T, Jansson, T., Verburg, P.H., Bakker, M., Pérez-Soba, M., Jones, L., Verkerk, P.J., Tabbush, P., Breton Moris, J., Drillet, Z., Farrington, J., Le Mouél, P., Zagame, P., Stuczynski, T., Siebielec, G., Sieber, S., Wiggering, H., 2011b. Ex ante impact assessment of policies affecting Land use, Part B: Application of the analytical Framework. *Ecology & Society* 16.

- Höjer, M., Ahlroth, S., Dreborg, K.-H., Ekvall, T., Finnveden, G., Hjelm, O., Hochschorner, E., Nilsson, M., Palm, V., 2008. Scenarios in selected tools for environmental systems analysis. *Journal of Cleaner Production* 16, 1958–1970.
- Huijbregts, M., Seppälä, J., 2000. Towards region-specific, european fate factors for airborne nitrogen compounds causing aquatic eutrophication. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5, 65–67.
- Huijbregts, M., Guinée, J.B., Reijnders, L., 2001. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part III: Export of potential impact over time and space. *Chemosphere* 44, 59–65.
- Huijbregts, M., Schöpp, W., Verkuijlen, E., Heijungs, R., Reijnders, L., 2000. Spatially Explicit Characterization of Acidifying and Eutrophying Air Pollution in Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology* 4, 75–92.
- Hunkeler, D., Rebitzer, G., 2005. The Future of Life Cycle Assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10, 305–308.
- Insee, 2004. Conditions de vie-Société - Les déplacements domicile-travail amplifiés par la périurbanisation. Document, France.
- Insee, 2006. Annual National Accounts (base 2005) - Final consumption and individual final consumption by function. Banque de données macro-économiques, France.
- Insee, 2006b. Conditions de vie-Société - Les logements en 2006 - Le confort s’améliore mais pas pour tous. Document, France.
- Insee, 2008. Services-Tourisme-Transports - Transports intérieurs de voyageurs par mode. Tableau, France.
- Insee, 2009. Entreprises - Nombre d’établissements et effectifs salariés par secteur d’activité et tranche d’effectifs salariés au 31 décembre 2009 - Nombre d’établissements et effectifs salariés par secteur d’activité et tranche d’effectifs salariés au 31 décembre 2009. Tableau, France
- Insee, 2010. Territoire - Base permanente des équipements 2010 - Téléchargement des fichiers. Document, France.
- Insee, 2011. Languedoc-Roussillon - La fréquentation hôtelière en septembre 2011. Document, France.
- Iribarren, D., 2010. Life cycle assessment of mussel and turbot aquaculture: Application and insights. Ph.D. Thesis, University of Santiago de Compostela, Spain.

- ISO, 2006a. ISO 14040: Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland.
- ISO, 2006b. ISO 14044: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland.
- ISO, 1998. ISO 14041: Environmental management - life cycle assessment - goal and scope definition and inventory analysis. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland.
- Jean, B. 2009. La multifonctionnalité des territoires ruraux: une nouvelle figure de la ruralité et une nouvelle perspective de développement territorial. Présentation Chaire de recherche du Canada en développement durable, Université du Québec à Rimouski, Canada
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., 2003. IMPACT 2002 + : A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. The International Journal of Life Cycle Assessment 8, 324–330.
- Känzig, J., Jolliet, O., 2006. Consommation de l'environnement: décisions et acteurs clés, modèles de consommation. Connaissance de l'environnement n°0616. Office fédéral de l'environnement, Berne, Suisse, 113 p.
- Krewitt, W., Trukenmüller, A., Bachmann, T.M., Heck, T., 2001. Country-specific damage factors for air pollutants. The International Journal of Life Cycle Assessment 6, 199–210.
- Lautier, A., 2010. Mettre en contexte les résultats d'une Analyse de Cycle de Vie - Développement de facteurs de normalisation canadiens et problématique de la définition des frontières. Travaux de maîtrise, Département de Génie chimique, Ecole Polytechnique de Montréal, Canada.
- Lemos, D., 2011. Urban metabolism of Aveiro: LCA of the city demands and water cycle. Master thesis, Universidade de Aveiro, Portugal.
- Lenzen, M., 2001. Errors in conventional and input-output-based life-cycle inventories. Journal of Industrial Ecology 4, 127-148.
- Lenzen, M., 2008. Double-Counting in Life Cycle Calculations. Journal of Industrial Ecology 12, 583–599.
- Loiseau, E., Junqua, G., Roux, P., Bellon-Maurel, V., 2012. Environmental assessment of a territory: An overview of existing tools and methods. Journal of Environmental Management 112, 213-225.

- Lundie, S., Peters, G.M., Beavis, P.C., 2004. Life Cycle Assessment for Sustainable Metropolitan Water Systems Planning. *Environmental Science & Technology* 38, 3465–3473.
- MEDAD, 2008. Déplacements touristiques des Français: hyper concentration des comportements les plus émetteurs de gaz à effet de serre. Rapport du Ministère de l'Ecologie, France
- Milà i Canals, L., Azapagic, A., Doka, G., Jefferies, D., King, H., Mutel, C., Nemecek, T., Roches, A., Sim, S., Stichnothe, H., Thoma, G., Williams, A., 2011. Approaches for Addressing Life Cycle Assessment Data Gaps for Bio-based Products. *Journal of Industrial Ecology* 15, 707–725.
- Minx, J.C., Creutzig, F., Medinger, V., Ziegler, T., Owen, A., Baiocchi, G., 2011. Developing a Pragmatic Approach to Assess Urban Metabolism in Europe. Report, European Environment Agency, Copenhagen.
- Moine, A., 2006. Le territoire comme un système complexe : un concept opératoire pour l'aménagement et la géographie. *L'Espace géographique* 35, 115–132.
- Montginoul, M., 2002. La consommation d'eau des ménages en France: Etat des lieux. Rapport, UMR Gestion des services publics, Cemagref-ENGEEES, Strasbourg
- Muradian, R., O'Connor, M., Martinez-Alier, J., 2002. Embodied pollution in trade: estimating the “environmental load displacement” of industrialised countries. *Ecological Economics* 41, 51–67.
- Niza, S., Rosado, L., Ferrão, P., 2009. Urban Metabolism. *Journal of Industrial Ecology* 13, 384–405.
- Nilsson, M., Björklund, A., Finnveden, G., Johansson, J., 2005. Testing a SEA methodology for the energy sector: a waste incineration tax proposal. *Environmental Impact Assessment* 25, 1–32.
- OIEau, 2005. Fiches argumentaires pour des actions de maîtrise des consommations d'eau. Rapport, France
- Owens, J.W., 1997. Life-cycle assessment: Constraints on moving from inventory to impact assessment. *Journal of Industrial Ecology* 1, 37–49.
- Paracchini, M.L., Pacini, C., Jones, M.L.M., Pérez-Soba, M., 2011. An aggregation framework to link indicators associated with multifunctional land use to the stakeholder evaluation of policy options. *Ecological Indicators* 11, 71–80.

- Pérez-soba, M., Petit, S., Jones, L., Bertrand, N., Briquel, V., Omodei-zorini, L., Contini, C., Farrington, J.H., Mossello, M.T., Wascher, D., 2008. Land use functions – a multifunctionality approach to assess the impact of land use changes on land use sustainability The need for integrative approaches in Sustainability Impact Assessment and explicit links to, in: Helming, K., Pérez-Soba, M., Tabbush, P. (Eds.), Sustainability Impact Assessment of Land Use Changes, 375–404.
- Potting, J., Hauschild, M., 1997. Predicted environmental impact and expected occurrence of actual environmental impact part1: The linear nature of environmental impact form emissions in Life-cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2, 171–177.
- Potting, J., Hauschild, M., 2005. Background for spatial differentiation in life cycle impact assessment - The EDIP 2003 methodology. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen.
- Potting, J., Schöpp, W., Blok, K., Hauschild, M., 1998. Site-Dependent Life-Cycle Impact Assessment of Acidification. *Journal of Industrial Ecology* 2, 63–87.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B., 2008. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: Impact assessment and interpretation. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 374–388.
- Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W.P., Suh, S., Weidema, B.P., Pennington, D.W., 2004. Life cycle assessment - Part I: framework, goal and scope definition, inventory analysis and applications. *Environment International* 30, 701–720.
- Reidsma, P., König, H., Feng, S., Bezlepkina, I., Nesheim, I., Bonin, M., Sghaïer, M., Purushothaman, S., Sieber, S., van Ittersum, M., Brouwer, F., 2011. Methods and tools for integrated assessment of land use policies on sustainable development in developing countries. *Land Use Policy* 28, 604–617.
- Risch, E., Boutin, C., Roux, P., Gillot, S., Héduit, A., 2011. LCA in Wastewater Treatment - Applicability and limitations for constructed wetland systems: The case of vertical Reed Bed Filter. *Life Cycle Management (LCM) Conference*, Berlin.
- Roux, P., Boutin, C., Risch, E., Heduit, A., 2010. Life Cycle environmental Assessment (LCA) of sanitation systems including sewerage: Case of vertical flow constructed wetlands versus activated sludge. 12th IWA International Conference –Wetland Systems for Water Pollution Control, Venice
- Roux, P., Mur, I., Risch, E., Boutin, C., 2011. Urban planning of sewer infrastructure: Impact of population density and land topography on environmental performances of

- wastewater treatment systems. Life Cycle Management (LCM) 2011 Conference, Berlin.
- SDT, TNS Sofres, 2008. Mémento du tourisme 2008 - Déplacements touristiques des Français. Rapport, France
- Seppälä, J., Melanen, M., Mäenpää, I., Koskela, S., Tenhunen, J., Hiltunen, M., 2005. How Can the Eco-efficiency of a Region be Measured and Monitored? Journal of Industrial Ecology 9, 117–130.
- Smegreg, 2007. Principaux ratios de la consommation d'eau. Rapport, France.
- Spielmann, M., Scholz, R., Tietje, O., de Haan, P., 2004. Scenario Modelling in Prospective LCA of Transport Systems. Application of Formative Scenario Analysis. The International Journal of Life Cycle Assessment 10, 325–335.
- Suh, S., 2004. Comprehensive Environmental Data Archive (CEDA) 3.0 User's guide. Report, CML, Leiden University, The Netherlands.
- Suh, S., Huppes, G., 2005. Methods for Life Cycle Inventory of a product. Journal of Cleaner Production 13, 687–697.
- Thabrew, L., Wiek, A., Ries, R., 2009. Environmental decision making in multi-stakeholder contexts: applicability of life cycle thinking in development planning and implementation. Journal of Cleaner Production 17, 67–76.
- Tillman, A., 2000. Significance of decision-making for LCA methodology. Environmental Impact Assessment review 20, 113–123.
- Toffoletto, L., Bulle, C., Godin J, Reid, C., Deschênes, L., 2006. LUCAS - A New LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. The International Journal of Life Cycle Assessment 12, 93–102.
- Toffoletto, L., Deschênes, L., Samson, R., 2004. LCA of Ex-Situ Bioremediation of Diesel-Contaminated Soil. The International Journal of Life Cycle Assessment 10, 406–416.
- Tukker, A., Huppes, G., Guinée, J., Heijungs, R., de Koning, A., Van Oers, L., Suh, S., Geerken, T., Van Holderbeke, M., Jansen, B., Nielsen, P., 2006. Environmental Impact of Products (EIPRO): Analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25. Technical report 22284 EN, European Commission - Joint Research Center, Institute for Prospective Technological Studies, 141 p.
- Tukker, A., Jansen, B., 2006. Environmental Impacts of Products: A Detailed Review of Studies. Journal of Industrial Ecology 10, 159–182.

- Udo de Haes, H.A., Bensahel, J.F., Clift, R., Fussler, C.R., Griesshammer, R., Jensen, A.A., 1994. Guidelines for the Application of Life-Cycle Assessment in the EU Ecolabelling Programme. Report, Leiden, The Netherlands.
- Udo de Haes, H.A., 1996. Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment. SETAC - Europe, Brussels
- Udo de Haes, H.A., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E., Hofstetter, P., Joliet, O., Klöpffer, W., Krewitt, W., Lindeijer, E., Müller-Wenk, R., Olsen, S., Pennington, D.W., Potting, J., Steen, B., 2002. Life-cycle impact assessment: striving towards best practice, SETAC Books. Pensacola, USA.
- United Nations , 1992. Action 21 - The United Nations Programme of Action from Rio. The United Nations Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro.
- Weidema, B.P., Nielsen, A.M., Christiansen, K., Norris, G., Notten, P., Suh, S., Madsen, J., 2005. Prioritisation within the Integrated Product Policy. Environmental project Nr. 980 2005, The Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen.
- Wiedmann, T., Lenzen, M., Turner, K., Barrett, J., 2007. Examining the global environmental impact of regional consumption activities — Part 2: Review of input–output models for the assessment of environmental impacts embodied in trade. *Ecological Economics* 61, 15–26.
- Wiggering, H., Müller, K., Werner, A., Helming, K., 2003. The concept of multifunctionality in sustainable land development. In: Helming, K., and Wiggering, H., (ed) Sustainable development of multifunctional landscapes, Springer-Verlag, Berlin, Germany, 3–18.
- Wilting, H.C., Ros, J.P.M., 2006. Comparing the Environmental Effects of Production and Consumption In Suh, S., (ed) Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology, Springer, 379–396.
- Yi, I., Itsubo, N., Inaba, A., Matsumoto, K., 2007. Development of the interregional I/O based LCA method considering region-specifics of indirect effects in regional evaluation. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12, 353–364.

[Article C] Implementation of an adapted LCA framework to environmental assessment of a territory: Important learning points from a French Mediterranean case study

Authors : Eléonore Loiseau, Philippe Roux, Guillaume Junqua, Pierre Maurel, et Véronique Bellon-Maurel

Accepted manuscript in *Journal of Cleaner Production* (doi 10.1016/j.jclepro.2014.05.059)

Abstract

The LCA framework was recently adapted to perform the environmental assessment of a territory. The expectations of this framework, called “territorial LCA”, are in line with the European Directive (2001/42/EC) on Strategic Environmental Assessment applied to land planning programs, i.e., providing an environmental baseline and comparing land planning scenarios. To test “territorial LCA” applicability for establishing a diagnosis, the approach was implemented in a French Mediterranean case study.

According to the “territorial LCA” approach, system boundaries and land use functions must be defined and selected. Then, the inventory for all production and consumption activities is performed with a particular emphasis on data collection and on different ways to handle data gaps. Based on this inventory, certain land use functions are quantified, and the impacts are assessed through the ReCiPe life cycle impact assessment (LCIA) method.

Indicators of land use functions are compared to different references to highlight the main features of the territory (e.g., high level of societal functions). For environmental impacts, the results point out that most impacts occur beyond the territory borders. Four environmental issues are identified, i.e., climate change, particulate matter formation, human toxicity and land occupation. Finally, the associated driving forces are determined (i.e., the most important ones are imports of food, goods and services and manufacturing activities). For these hotspots, the strategy applied to bridge data gaps was discussed (i.e., using environmental input output tables (EIOT)). In addition, the sensitivity to the chosen impact assessment method was analyzed by using another LCIA method (Impact World+).

Keywords: Territorial LCA, spatial planning, land use functions, environmental baseline, Strategic Environmental Assessment, data gaps

C.1 Introduction

Life Cycle Assessment (LCA) is a well-established method that is currently applied to assess the environmental impacts of products and services (Reap et al., 2008). This success can be mainly explained by the fact that LCA is based on a standardized and comprehensive framework that provides a multicriteria and life cycle perspective (Sala et al., 2012). Through these assets, LCA avoids burden-shifting between different environmental impact categories, different life cycle phases and different territories (Finnveden et al., 2009). LCA was initially developed to support decision making, such as for eco-design or eco-labeling of products (Guinée et al., 1993). Although LCA is a product-oriented approach, Guinée et al. (2011) proposed to broaden its object of analysis and to examine meso-level systems, e.g., municipalities. This idea was strengthened by Loiseau et al. (2012), who showed the supremacy of LCA compared to other tools and methods to perform the environmental assessment of an entire territory (i.e., from municipalities to small regions). Due to the complexity of territorial systems, adaptations of the LCA framework have been proposed to overcome four main bottlenecks, i.e., functional unit definition, boundary selection, data collection and provision of indicators connected to a local context (Loiseau et al., 2013). This adapted framework, called “territorial LCA”, provides two indicator types, i.e., a vector of environmental impacts and a vector of land use functions. “Territorial LCA” was developed to meet the requirements of the European Directive 2001/42/EC (EU, 2001) on Strategic Environmental Assessment (SEA) of plans and programs. In the SEA procedure, two steps are required for an environmental assessment, i.e., determining the environmental baseline and comparing scenarios (Nilsson et al., 2005). However, no indicators or methods are provided by this procedure to perform these assessments. When dealing with land planning plans and programs, which address the allocation of different land use functions and activities (e.g., housing settlements, industrial sites or tourism facilities) on a given location (Eggenberger and Partidário, 2000), these indicators are chosen by land managers, stakeholders or experts on a case by case basis. In addition, the environmental assessment is usually performed without using quantitative indicators and the European Commission (2009) reported that there is a lack of homogeneity and standard criteria for the establishment of the environmental report. In spatial planning, this report provides a baseline that should establish the environmental profile of the studied territory, identify the environmental constraints and define the principles and criteria for the generation and evaluation of development options (Ng and Obbard, 2005). This diagnosis should embrace a comprehensive approach “by taking

into account interactions between environmental issues and identifying the relationships between the impacts and the main driving forces” (MEDDTL, 2011a). Finally, environmental issues must be prioritized to determine the main guidelines for land planning and define indicators for monitoring (MEDDTL, 2011b). To test the applicability of territorial LCA for a consistent environmental baseline, the approach was implemented in a French case study, i.e., Bassin de Thau on the Mediterranean coast. Moreover, 2010 was used as the reference year. After a brief description of the case study, the territorial LCA methodology developed by Loiseau et al. (2013) is implemented on the entire territory, including all consumption and production activities. A particular emphasis is placed on data collection and the different strategies applied to bridge data gaps, including environmental input output tables (EIOT). The results are then analyzed and a discussion is provided on data consistency and on the choice of the characterization method. Finally, some conclusions and perspectives on the implementation of territorial LCAs are discussed.

C.2 Material and Methods

The entire study is based on the method developed by Loiseau et al. (2013), which is called “territorial LCA”. “Territorial LCA” is built on the main principles of LCA, i.e., this is a lifecycle, multicriteria and functional approach. However, the LCA standardized framework has been completely overhauled in order to be adapted to the study of territories including the handling of their multifunctionality. These changes lead to a new framework summarized in Fig. C-1. In “conventional LCA”, the studied functional unit (translated into a reference flow) is the LCA starting point, while the output is a vector of environmental impacts. In “territorial LCA”, the starting point is a geographical area associated with a land-planning scenario. Then, the inventory of all production and consumption activities within this area allows the assessment of two outputs, i.e. (i) a vector of environmental impacts and (ii) a vector of land-use functions (i.e. services provided such as hosting a population or creating wealth) as shown in Fig. C-1. These two outputs can be used to assess the eco-efficiency of the studied system by dividing the impacts per functions as in conventional LCAs.

The “territorial LCA” approach consists of three main steps, i.e., (i) goal and scope definition, (ii) activity inventory and (iii) indicator evaluation. After a description of the case study, these steps are detailed in this section.

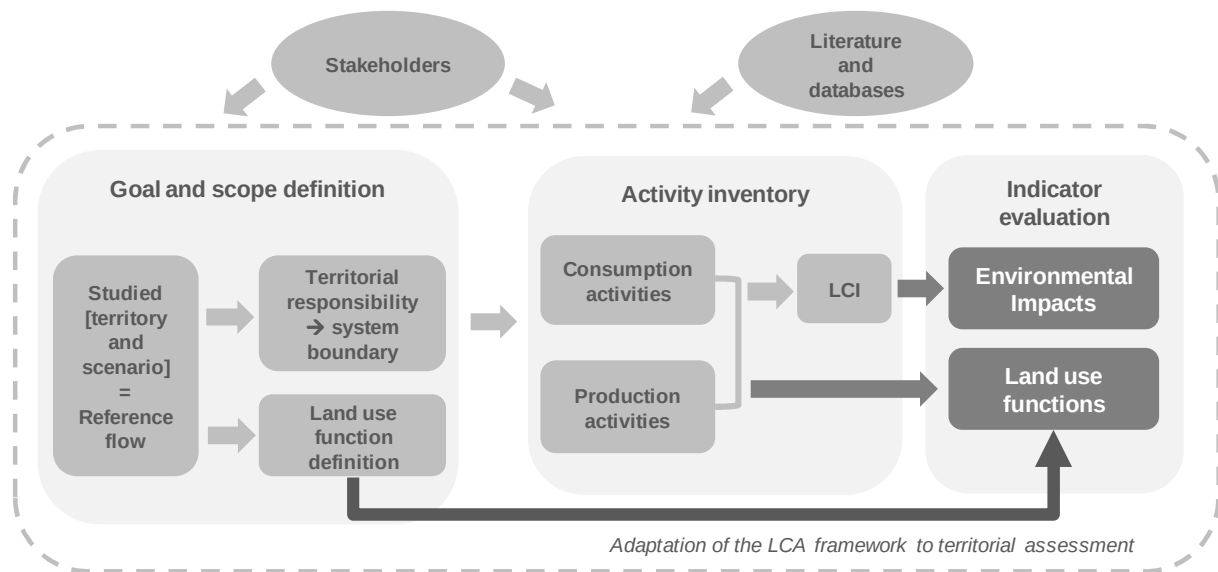


Fig. C-1 Summary of “Territorial LCA” framework adapted from Loiseau et al. (2013).

C.2.1 Case study: Bassin de Thau (France)

Bassin de Thau is located in southern France, along the Mediterranean seashore. The territory is composed of 14 municipalities with a population of approximately 120 000 inhabitants. According to the classification established by the European Union (EU, 2003), this territory is included in a larger territorial unit, the department of Hérault (NUTS 3), which is included in an even larger territorial unit, the Languedoc Roussillon region (NUTS 2). The total area of Bassin de Thau is approximately 375 km² with a coastline of 35 km. Approximately 20% of the area is covered by the lagoon of Thau, which is well known for containing unique biodiversity. Due to its location, the territory is highly attractable for residents and tourists. Tertiary activities, agricultural production (essentially wine production) and the industrial port area are important components of the territory’s economy. Shellfish farming (mussels and oysters) is also an important part of the territory’s activities (SMBT, 2013). In terms of governance, certain strategic decisions are defined and implemented at this decentralized scale, including those related to spatial planning. An administrative unit, i.e., a joint association of local authorities called the “Syndicat Mixte du Bassin de Thau, SMBT”, is in charge of carrying out the strategic environmental assessment of spatial planning in Bassin de Thau.

C.2.2 Goal and scope definition

In the “territorial LCA” approach, the reference flow is predefined by the association of the studied territory within its geographical borders with a land planning scenario implemented in

this territory. From this reference flow, the territorial responsibility in terms of environmental impacts should be determined and a set of land use functions should be defined. These two stages are described below.

C.2.2.1 Boundary selection, territorial responsibility and system description

As discussed by Loiseau et al. (2013), the problem with boundary selection is the territory's responsibility in terms of environmental impacts. Is the territory responsible for impacts due to its consumption activities, production activities or both? In this case study, the concept of "total responsibility" is applied (Eder and Narodslawsky, 1999). This means that all upstream processes linked to production and consumption activities in the territory during 2010 are included in the inventory. The downstream processes linked to production activities (i.e., the subsequent use of goods produced in the territory) are not included in the studied system. The consumption and production domains are divided into different sectors that are further disaggregated into activities (see Table 2). In order to make data collection easier and to avoid time-consuming and costly surveys, this system description does not consider the links that can exist between consumption and production activities. For instance, a part of the food consumed can be produced locally, or a share of household wastes can be treated in the territory. This first representation of activities can lead to an overestimation of the environmental impacts due to the facts that some activities can be double-counted. Therefore, results need to be interpreted with cautious.

C.2.2.2 Land use functions

Land use functions are a set of goods and services provided by different land uses that summarize the most relevant economic, societal and environmental issues of a territory (Pérez-soba et al., 2008). The methodological framework of territorial LCA proposes different ways to define and select land use functions. These methods can be based on scientific literature or on stakeholder and expert experience and perception (Loiseau et al., 2013). For this first implementation of the territorial LCA approach, stakeholders have not been consulted. Land use functions are only defined according to scientific literature, and more precisely to the works conducted by Pérez-soba et al. (2008) and Banski et al. (2011). They proposed three main land use functions, i.e., societal (provision of work, human health, recreation and culture), economical (production) or environmental (provision of biotic and abiotic resources) land use functions. Once these land use functions are chosen, their state is assessed through a set of performance indicators. To be suited for the French context, these indicators are selected from indicators for the sustainable development of territories that was

developed by the French Ministry of Environment (MEDDTL, 2011c) (see Table C-1). This selection depends on the possibility to quantify them easily (i.e. data availability at the case study scale). Besides, the use of scientific and “grey” literature, which provides only generic land use functions and performance indicators, does not allow considering territorial specificities such as its maritime activity. To take into account this specificity, an indicator quantifying shellfish production (tons of oysters and mussels) is also proposed.

	Functions	Examples of goods and services	Examples of indicators of performance
Societal	Social cohesion	Provision of work, provision of dwellings, access to public equipments	Number of main residences, Number of community based facilities
	Human health, recreation and culture	Access to health services, access to recreational and cultural services, provision of touristic accommodations	Number of secondary residences, Accommodation capacity of healthcare establishments
Economic	Production	Economic prosperity, Provision of food, wood and renewable energy	Gross Domestic Product (GDP, €), Utilized terrestrial agricultural land (ha), Shellfish production (t)
	Knowledge and Innovation	Development of skills, creation of start-ups	Number of people in work with higher education
Environmental	Provision of abiotic resources	Regulation of the supply and the quality of air, minerals and water	Number of dwellings connected to sewage, Quantity of household waste treated locally (t)
	Provision of biotic resources	Preservation of biodiversity	Natura 2000 areas (ha), Number of bird species of community interest

Table C-1 Selection of performance indicators to assess a set of goods and services provided by the case study (adapted from MEDDTL 2011c).

Finally, a normalization step is performed. Different references can be chosen among the existing territorial units, e.g., the reference may be the averages computed in the NUTS 3 department, the NUTS 2 region or the nation.

C.2.3 Activity inventory

According to the territorial LCA framework, data collection is divided into two steps: (i) inventory of activities and (ii) connection of activity descriptors to existing life cycle inventories.

C.2.3.1 Data collection on consumption and production activities

Firstly, it is necessary to identify all the activities located in the territory and then collect precise data on them (types and amounts of goods and services consumed or produced). Data can originate from different publically available documents (e.g., reports and statistics) and can cover different geographical areas (e.g., sites, municipalities, and regions) (see supporting information C.6.1 for a list of data sources used in this case study). These features can be used to evaluate, in part, data quality as suggested by Weidema and Wesnaes (1996). In that sense,

we estimated the levels of reliability and geographical representativeness of data sources used in the case study as shown in Fig. C-2. Besides, another criterion proposed by Weidema and Wesnaes (1996) plays an important role in data quality in our case study, i.e. temporal representativeness. This criterion is not optimal as recent data are often difficult to find (e.g., representative of 2010) and many data sources provide older data. Finally, the last two criteria proposed in the Pedigree matrix, i.e. completeness and technological representativeness are not appropriate when collecting data on the types and the amounts of goods and services consumed or produced as the inventory is limited to specific data on activities based in a given territory and for a given period and no data on processes and materials are required for this step.

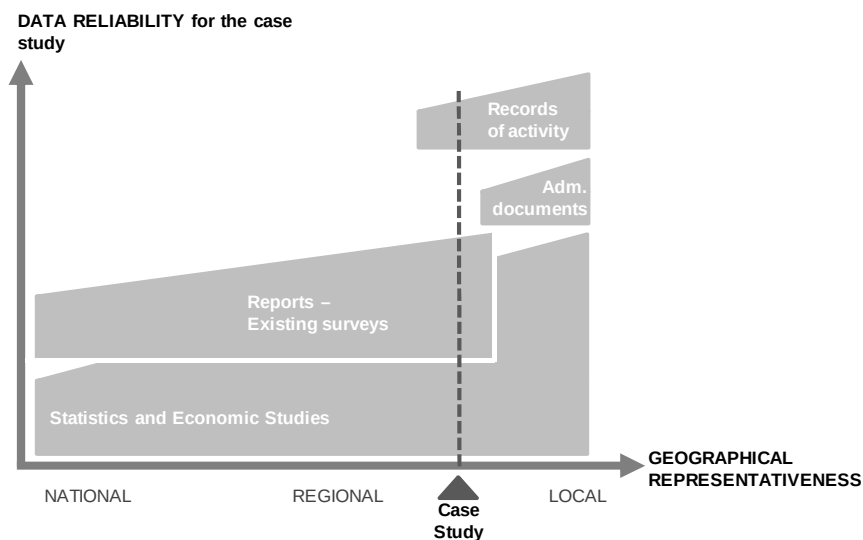


Fig. C-2 Reliability and geographical representativeness of data sources used for the inventory of the types and the amounts of goods and services produced or consumed on the case study (Adm. Documents = Administrative documents).

Secondly, these data can be used directly to quantify performance indicators of land use functions. These data can also be connected to LCI database in order to compute the LCIs for all consumption and production activities located in the territory (see supporting information C.6.2 for a list of data sources for the activity LCIs). Depending on the types of data collected, i.e., physical data (e.g., tons of goods annually produced by a plant) or economic data (e.g., Euros of meat annually consumed by one inhabitant), two approaches can be used to generate the LCIs of consumption and production activities. For most of them, process-based LCIs connected to physical data have been used to compute the activity LCIs. These LCI data are provided by existing databases such as Ecoinvent® or LCA reports. For two exceptions only, i.e. consumption activities of food, goods and services, and manufacturing activities other than ICPE (“classified installations for the protection of the environment” for which physical

data are available), environmental input output databases (EIO-LCA) have been used for computing LCIs. Although there are several European EIOTs, the US IO database (Suh, 2004) is used because it contains more detail and provides data at a much lower aggregation level with nearly 500 goods and services listed (Junnla, 2006). Moreover, contrarily to most European databases, which only focus on major greenhouse gases, the US IO database covers approximately 1344 environmental flows (i.e., 6 types of resource use, one type of land use and more than 1300 different emissions allocated between air, water and soil compartments). However, it is worth noting that the US IO database does not include environmental flows related to ionizing radiation, water, metal substances and land transformations.

C.2.3.2 Handling data gaps

In this case study, data gaps occur not only when looking for precise data on the types and amounts of goods and services consumed or produced, but also when trying to find LCIs for certain activities. The data gap problem in data collection is a critical factor for successful LCAs because it causes high uncertainty in LCA results (Huijbregts, 1998). To handle this issue, Milà i Canals et al. (2011) proposed two main approaches: (i) proxy data sets, which describe alternative products that are assumed to have similar environmental impacts to the product of interest and (ii) data extrapolation. These approaches are adopted in this study to bridge the identified data gaps (see Table C-2).

			Types and amounts of goods and services consumed or produced in the territory		Activity LCI	
	Sectors	Activity	Data gaps?	Type of surrogate data used for data gaps	Data gaps?	Type of surrogate data used for data gaps
CONSUMPTION	Inhabitants	Food, goods and services	YES	Direct proxy	YES	Direct proxy (EIOT)
		Housing	NO		YES	Extrapolation based on the area of the building
		Transport	YES	Direct proxy	NO	
		Waste management	NO		NO	
		Wastewater management	NO		YES	Direct proxy
	Tourists	Food	YES	Direct proxy	YES	Direct proxy
		Housing	NO		YES	Extrapolation based on the area of the building
		Transport	NO		NO	
		Waste management	YES	Direct proxy	NO	
		Wastewater management	NO		YES	Direct proxy

PRIDUCTION	Agriculture	Cereals	NO		NO	
		Grapes			NO	
		Orchards			YES	Scaled proxy
		Sunflowers			NO	
		Gardening			YES	Scaled proxy
		Poultry			NO	
	Fishing	Mussel farming	NO		NO	
		Oyster farming			YES	Direct proxy
		Inshore fishing			YES	Extrapolation based on fuel consumption
		Trawlers				
		Purse seiners				
	Quarry	Bauxite	NO		NO	
		Limestone				
	Manufacturing activities	Installations classified as ICPE (14 sites)	NO		NO	
		Other manufacturing activities (21 subsectors)	YES	Extrapolation based on Turnover/Staff ratio	YES	Direct proxy (EIOT)
	Construction	Flat infrastructures	NO		YES	Extrapolation based on the area of the building
		House infrastructures				
	Energy	Wind power	NO		YES	Direct proxy
		Cogeneration	NO		NO	
	End of life Management	Incineration	NO		NO	
		Landfilling				
		Hazardous waste sorting				
		Industrial waste sorting				
		Activated sludge				
		Lagoons			YES	Direct proxy
	Storage and transport	Highway	NO		NO	
		Train			YES	Extrapolation based on the tonnage handled per type of vessels
		Harbor				
	In-place services	Shops	NO		NO	
		Education				
		Health				
		Medical and paramedical				
		Sport and leisure				
		Personal services				
	Other services	Office-based activities (edition, architecture...)	YES	Extrapolation based resources consumption/staff ratio	NO	

Table C-2 List of data gaps and descriptions of the surrogated data used to bridge the gaps (adapted from Mila i Canals et al. 2011).

In summary, three surrogate data types are used, i.e., (i) scaled proxy (e.g., the LCI of apples is scaled to estimate the LCI of orchards), (ii) direct proxy (e.g., the LCI of reed bed filter treatment is used for lagoon-based wastewater treatment plants) and (iii) extrapolated data. The latter have been supported in order to reduce uncertainties (Milà i Canals et al., 2011).

C.2.4 Impact assessment

The impact assessment method chosen is the hierarchist approach of ReCiPe v1.07 (Goedkoop et al., 2009). The impact categories are characterized at the endpoint level. Because ReCiPe combines midpoint and endpoint methods, the impact characterization at the endpoint level specifies the damage contribution of an impact category. This method allows a better understanding of where improvements should be focused and which midpoint they are addressed (Hoof et al., 2013). However, the chosen endpoint indicators can be questioned because their level of uncertainty is higher compared to midpoint indicators (Bare et al., 2000).

C.3 Results

C.3.1 Land use functions

Different land use functions have been quantified at the scale of the case study and for larger administrative units, such as the department (Hérault) and the nation (all expressed in per capita contributions). Land use function indicators are then divided by national and departmental references in order to normalize them (see Fig. C-3) and provide additional information for interpreting the results.

The national reference comparison emphasizes the high level of attractiveness of this case study for hosting a tourist population. The number of secondary residences is more than three times larger in this case study than in France. However, the number of secondary residences is close to departmental value. Despite this tourist activity, the territorial economic prosperity is lower than the national average. In addition, primary production (except for shellfish production) should also be lower than the national average as the areas dedicated to agriculture are smaller in the case study compared to the national average. The territory tends to provide a high level of environmental functions by ensuring the natural environment preservation. The comparison with the departmental reference tends to smooth the main features of the case study. This finding is due to the similarities between the case study and the department. Nonetheless, the case study profile remains the same. The level of

environmental and societal land use functions remains high compared to economic land use functions, which is the weakness in this territory (except for marine production).

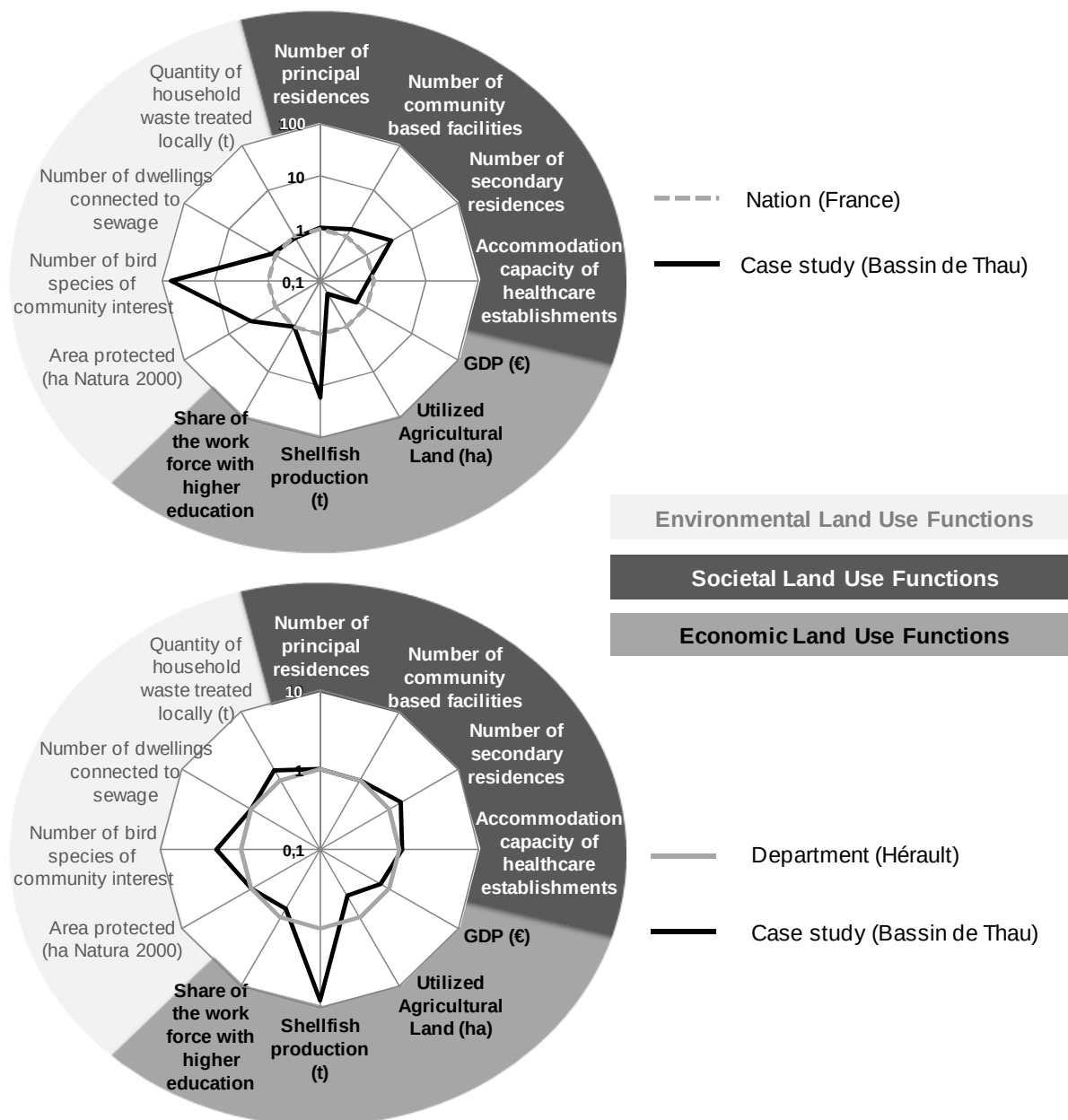


Fig. C-3 Comparison of land use functions provided by the case study and departmental and national references (expressed in per capita contribution).

C.3.2 Environmental impacts

C.3.2.1 Overall results

The results show that the impacts on human health and ecosystem quality are higher for production activities than for consumption activities (see Fig. C-4). However, damages due to production activities and consumption activities are the same regardless of the considered area of protection. Moreover, a distinction between in-site impacts (due to environmental flows

occurring directly in the territory) and off-site impacts (due to environmental flows related to upstream processes and occurring beyond the territory borders) is made to highlight the pollution transfer from the case study territory to other territories and to be conscious of local impacts that occur in the territory. In the studied territory, off-site impacts are always greater than in-site impacts. This impact allocation is typical in developed countries that tend to displace their environmental loads to developing countries (Muradian et al., 2002). Despite the importance of off-site damages, in-site damages to human health and ecosystem quality are substantial, especially for production activities. Finally, it is important to keep in mind that impacts due both to consumption and production activities can be overestimated due to the lack of consideration of the exchanges of goods and services that take place between these activities in the territory. This first approximation can be partially justified for developed countries such as the studied territory by their low self-sufficiency in terms of food, energy and consumer goods. However, further analysis should be conducted to evaluate the importance of these exchanges, especially in the case of developing countries.

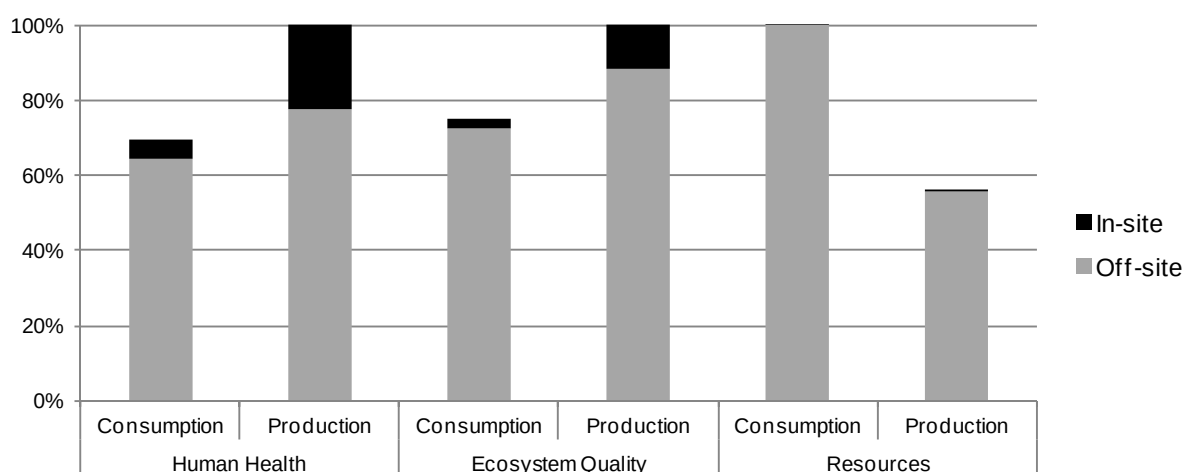


Fig. C-4 Damages from consumption and production activities in the three areas of protection characterized using the ReCiPe method.

C.3.2.2 Prioritization of environmental impacts

Environmental impacts have been characterized using the ReCiPe method, which analyzes the contributions of midpoint indicators to the three areas of protection. Therefore, midpoint impact contributions to damages on human health and on ecosystem quality are revealed. The former effects are shown in Fig. C-5, the latter effects are provided in the supporting information C.6.3.

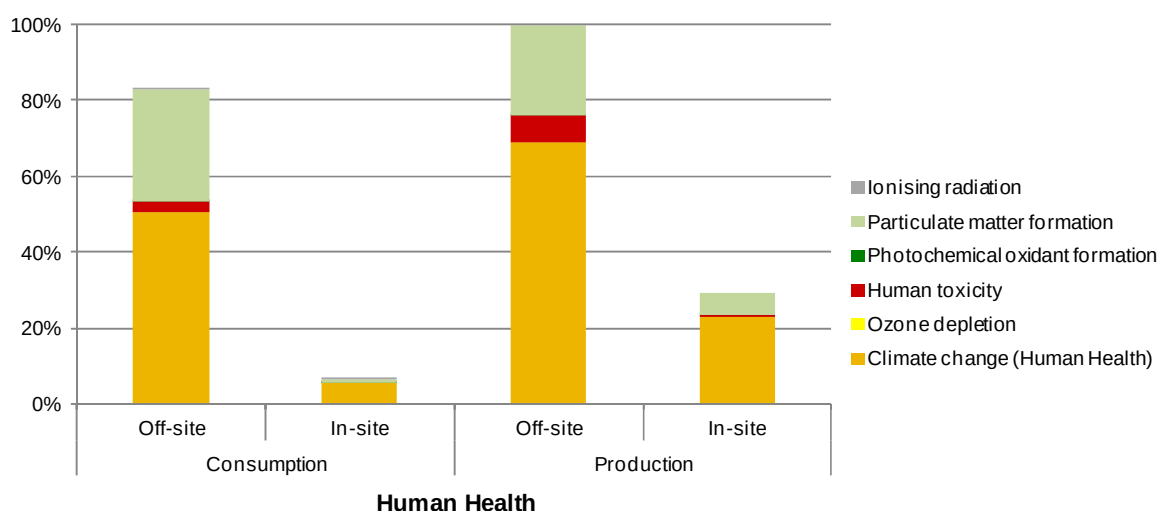


Fig. C-5 Identification of the primary midpoints for human health damages characterized using the ReCiPe method.

Regardless of production or consumption categories, the main driving midpoints for human health damages are those related to climate change, followed by particulate matter formation and human toxicity. For ecosystem quality damages, climate change is also an important midpoint factor. Thereafter, impacts related to land occupation (agricultural and urban) are primary contributors. Terrestrial ecotoxicity is an important issue only for off-site damages due to production activities. Moreover, when contributions from ionizing radiation and land transformation to human health and ecosystem quality damages are assessed, they are low or negligible. Therefore, it can be assumed that the lack of these environmental flows in the US IO database is not a critical issue.

C.3.2.3 Main contributors to environmental issues

Once the primary midpoint driving factors for protection area damages have been determined, the last step in the analysis focuses on identifying the activities that contribute to these impacts (see the climate change example in Fig. C-6).

For consumption activities, off-site impacts related to climate change are primarily due to the consumption of food, goods and services by the inhabitants. Housing of inhabitants is also an important contributor, followed by the impacts that arise from tourists (i.e., consumption of food and housing). In-site impacts are essentially incurred by inhabitant activities, i.e., transportation, housing and waste treatment (in order of importance). The same conclusions can be applied to impacts related to particulate matter formation and human toxicity (see supporting information C.6.4) except for in-site impacts linked to human toxicity in which the waste treatment contribution is clearly larger than transportation.

For production activities, off-site impacts related to climate change are largely generated by the manufacturing industry, specifically by industries classified as ICPEs. Although ICPEs are also the primary contributor to in-site impacts on climate change, their contribution is less important. Moreover other activities are also substantial contributors, e.g., transportation and storage, fishing and other manufacturing activities (in order of importance). The same conclusions are true for off-site impacts related to human toxicity and particulate matter formation (see supporting information C.6.4). Quarrying activity principally causes in-site impacts due to particulates. Waste treatment is an important contributor to in-site impacts on human toxicity.

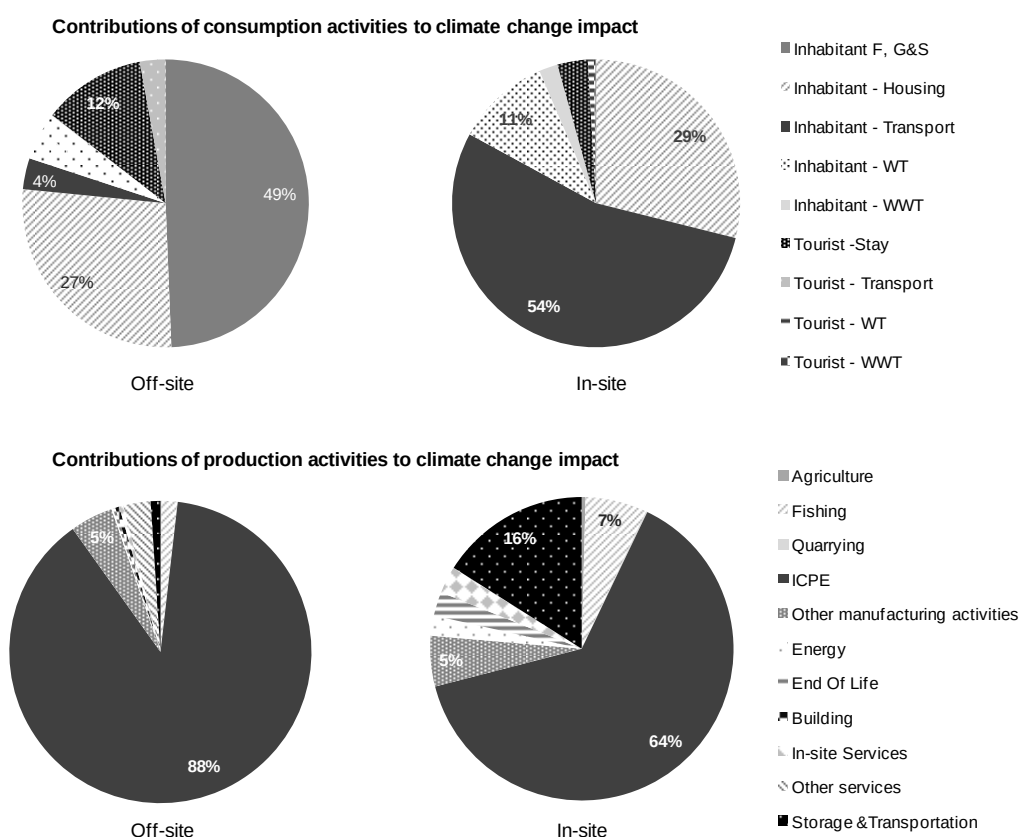


Fig. C-6 Identification of the main contributors to impacts on climate change that are characterized using the ReCiPe method (F, G&S: Food, Good and Services, WT: Waste Treatment, WWT: Wastewater Treatment, and ICPE: Classified Installations).

Regarding the impacts of consumption activities on land occupation (see supporting information C.6.4), foodstuff imports are the main contributor to off-site impacts related to agricultural and urban land occupation. In-site impacts are due to urban sprawl (housing of inhabitants and tourists) on agricultural land and the large fraction of road infrastructures on urban land. For production activities, off-site impacts are essentially incurred by manufacturing activities regardless of the land occupation type. Moreover, manufacturing

activity effects are less important for in-site impacts related to urban land occupation because services, transportation and storage are also important driving forces. Finally, agriculture is clearly the main consumer of in-site agricultural land.

Therefore, regardless of the considered impact category, off-site impacts are primarily due to manufacturing activities and imports of foods, goods and services. These findings are different for in-site impacts in which no main contributor to all impact categories exists.

C.4 Discussion

In LCA, two steps are subject to important sources of uncertainties, i.e. the inventory and characterization steps (Huijbregts, 1998). This also applies to territorial LCA where several choices made in the activity inventory (e.g. use of different techniques to bridge data gaps and use of EIO-LCAs) and in the impact assessment phase (e.g. use of one impact assessment method and no consideration of spatial variability) can alter the robustness of the approach. The aim of this section is to provide a first discussion on the effects of these choices on the results and paves the way for further research on reducing uncertainties.

C.4.1 Data consistency

To handle data gaps, different surrogate data types are used. Proxies or extrapolated data can introduce large uncertainties in the results due to their poor representativeness of the actual data. In this section, the uncertainties introduced by using surrogate data for one activity identified as a major hotspot, i.e., the consumption of foods, goods and services, are evaluated. Moreover, EIO-LCAs for modeling certain activities (e.g., manufacturing activities) is also analyzed. EIO-LCA approaches question data consistency because they produce uncertainties both alone and when combined with process-based LCA data.

C.4.1.1 Representativeness of data used to model the consumption of food, goods and services

As shown in table 2, data collection for the consumption of foods, goods and services is based on two direct proxies, i.e., the first proxy provides the activity descriptor and the second one provides the LCI. A direct downscaling of national data is performed to provide a descriptor for consumption activities. Final consumption data for French households classified according

to the COICOP20 categories are divided by the French population to determine an average consumption per capita. However, this approach may introduce bias because the territory has its own features and could differ from the average national characteristics (Browne et al., 2011). Instead of a direct proxy (French average consumption per capita), the national data can be extrapolated to better reflect territorial characteristics. National data can be extrapolated using territorial data for the gross domestic product (BBF, 2002), number of workers (Niza et al., 2009) or average household income (Bagliani et al., 2008) (see Fig. C-7).

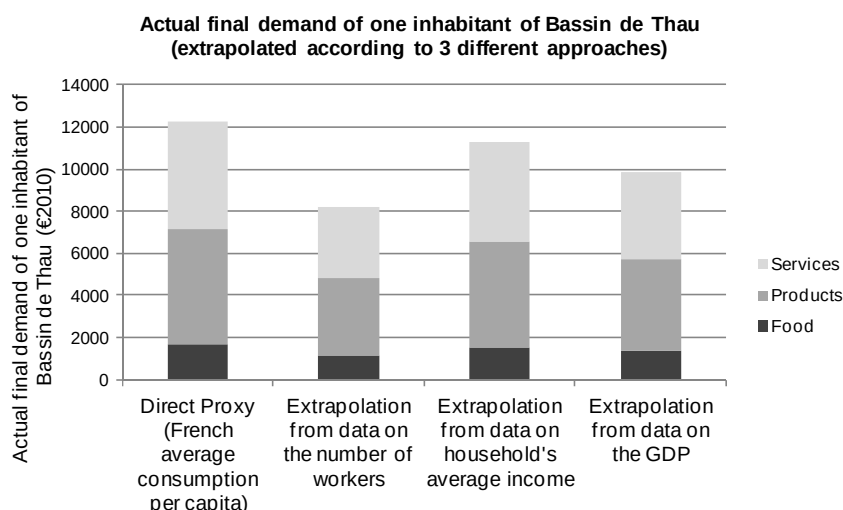


Fig. C-7 Different approaches to estimate the actual final demand of one inhabitant in Bassin de Thau.

The comparison shows that the direct proxy tends to overestimate the final inhabitant demand (up to 30%) compared to other extrapolation methods. Therefore, national data extrapolation should be preferred for activity inventories to decrease the discrepancy between surrogate and actual data, which was also recommended by Milà i Canals et al. (2011).

The LCI for the consumption of foods, goods and services is also based on a direct proxy using the US IO database. The correspondence table proposed by Tukker et al. (2006) to link the consumption expenditure categories, which are described in the COICOP, to the product categories of the US IO database are used. The US IO database can be questioned because it is not well suited for the French context. To estimate the uncertainty introduced by this choice, the environmental impact results for the actual final demand of one inhabitant assessed through the US IO database are compared with the results calculated using the World Input Output Database (WIOD). The WIOD covers 27 EU countries and 13 other major countries from 1995 to 2009. The database is decomposed into 35 industries. Moreover, the

²⁰ COICOP: Classification of Individual Consumption According to Purpose (see the United Nations Statistics Division webpage <http://unstats.un.org/unsd/cr/registry/regcst.asp?Cl=5&Top=2&Lg=2>)

core of the environmental database consists of energy and air emissions (e.g., CO₂, NH₄, N₂O, NO_x, SO_x, CO, NMVOC and NH₃) (Timmer 2012).

Although values of the same order of magnitude were obtained for impacts assessed using the two different databases, the comparison shows that the impacts assessed using the WIOD are always greater than those calculated using the US IO database for all impact categories (see Fig. C-8).

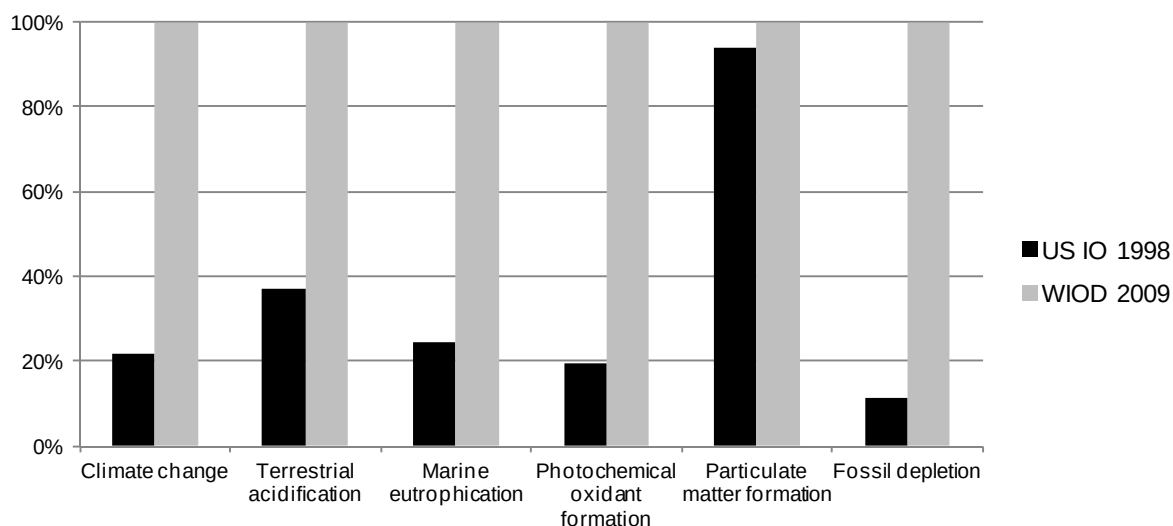


Fig. C-8 Comparison of the environmental impacts of consumption of foods, goods and services based on data from two different environmental input output databases.

These differences can be explained by the lack of temporal, geographical and technological coverage representativeness in the US IO database. This lack of representativeness is not offset by the greater completeness of the US IO database in terms of environmental flows. For example, the US IO database is more exhaustive for collecting environmental flows related to climate change and photochemical oxidant formation impacts. However, the impacts quantified in the WIOD are nearly 5 times larger than those assessed in the US IO database. Particulate matter formation is one exception; the discrepancy between the results is small (less than 10%). In conclusion, the US IO database can be used to obtain a first approximation of the impacts due to the consumption of foods, goods and services while remembering that these impacts are all underestimated. For a more detailed study, this database should be adapted to the case study context by considering its own technological features and updating the data. For example, an extrapolation of the US IO database was performed to assess the environmental impacts of European consumption (see the commercial E3IOT database²¹).

²¹ <http://cml.leiden.edu/software/data-e3iot.html> (data and software provided by Institute of Environmental Sciences (CML), Leiden University)

C.4.1.2 Use of EIO-LCA to model manufacturing industries

Manufacturing activities are divided into industries that are classified as ICPEs and other industries. The “other industries” group represents numerous small and medium enterprises (SMEs) that encompass many activity sectors (e.g., food product manufacturing or textile manufacturing). No physical data are found for the SME annual outputs and no LCI process exists for each sector type. Therefore, a strategy based on EIO-LCA is adopted. Although IO analysis has been frequently used to study industrial areas (Sendra et al., 2007), EIO-LCA for industrial activity inventories can be questioned. EIO-LCA has been rarely used independently for LCA because it handles aggregated industry sectors (Lenzen, 2001). Since even the most disaggregated IOT combines products and production technologies that are heterogeneous in terms of input materials and environmental flow generation, EIO-LCA is independently less adequate for detailed LCA studies than for global LCA studies, especially when atypical industrial products are considered (Joshi, 2000). If the EIO data significantly lacks the quality level required in accordance with the goal and scope, the data cannot be used (Suh et al., 2004). However, EIO-LCAs provide comparisons at a generic sector level (Lave et al., 1995), i.e., mesosystems or macrosystems, where they may be considered superior to process-based LCA for impact calculations (e.g., industrial sectors, larger product groups, or households) (Wiedmann et al., 2009). They are generally regarded as a quick screening method to prepare for a more detailed study (Mattila et al., 2010; Suh and Huppes, 2002).

Lastly, the US IO database is used to construct the LCI for each activity sector. However, there is no direct correspondence between the territory and the US IO database regarding the classification of manufacturing activities. Manufacturing activities are classified according to the 24 activity sectors of the economic activity statistical classification (NACE rev.2, European Commission, 2008), whereas the US IO database consists of a commodity matrix that includes 480 products. Therefore, it is necessary to identify all products in the US IO database that can be linked to a given activity sector. The environmental impacts of an activity sector are then based on the average values of the products related to this sector for each impact category. This approach can be questioned because the variability of the environmental impacts of different products belonging to the same activity sector can be very high. To estimate this variability, the relative standard deviation RSD (ratio of the standard deviation to the average value) for each environmental impact category, with a distinction between in-site and off-site impacts, and each activity sector are calculated (6 activity sectors are shown in Fig. C-9). Larger RSDs correspond to higher variability.

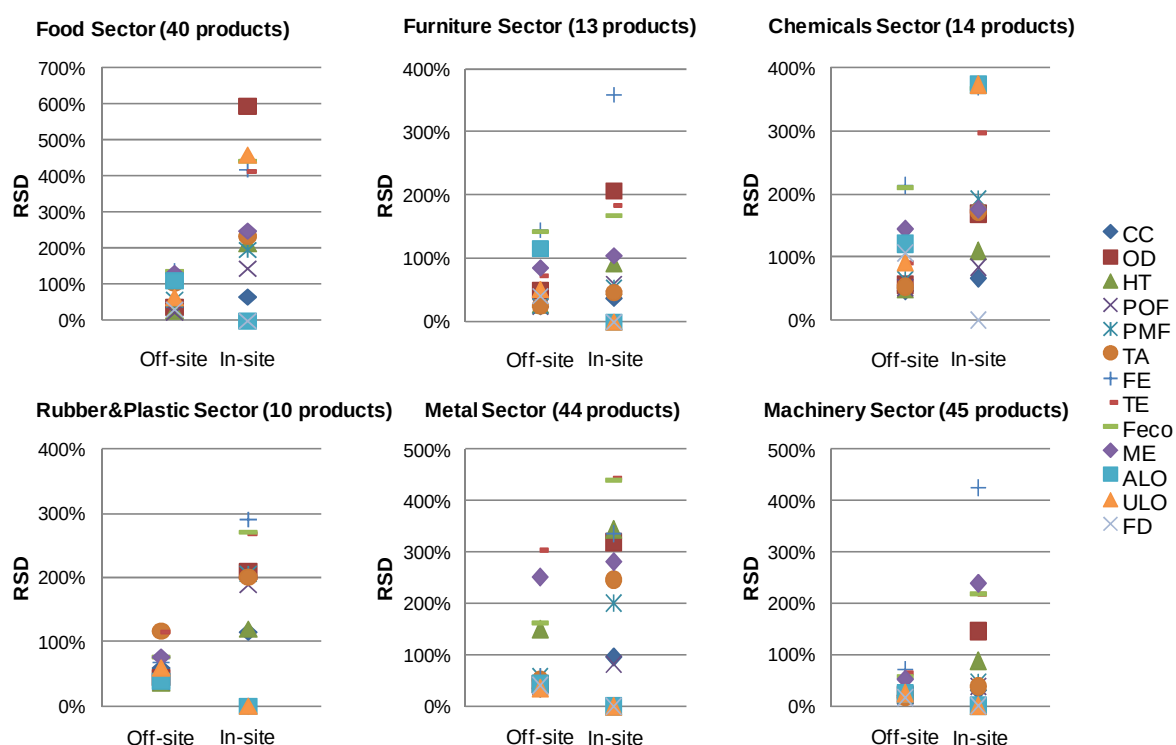


Fig. C-9 Examples of environmental impact variability for 6 activity sectors characterized using the ReCiPe method (CC: Climate Change, OD: Ozone Depletion, HT: Human Toxicity, POF: Photochemical Ozone Formation, PMF: Particulate Matter Formation, TA: Terrestrial Acidification, FE: Freshwater Eutrophication, TE: Terrestrial Ecotoxicity, Feco: Freshwater Ecotoxicity, ME: Marine Ecotoxicity, ALO: Agricultural Land Occupation, ULO: Urban Land Occupation, FD: Fossil Depletion).

For all activity sectors, the RSDs are always greater for in-site impacts compared to off-site impacts. Moreover, certain activity sectors have higher variability than others, such as the food and metal sectors (RSD values greater than 400% for certain in-site impact categories). This can be explained by the heterogeneity of products belonging to a given activity sector. For example, in the metal product sector, metal ores and metal cans are very different products; one dollar of metal ores has a larger impact on ecotoxicity than one dollar of metal cans.

Finally, the chosen approach for collecting manufacturing activity data other than ICPEs must be improved. The approach has various uncertainty sources all the more because companies that have less than 10 full-time or equivalent employees are excluded from the US IO database (Suh and Huppes, 2002). The only conclusion that can be drawn is that the environmental impacts of these activities are substantial compared to other activities. It is highly recommended to advance this assessment when the appropriate data become available. Gathering data on the importance of the goods produced in the case study via detailed company data (e.g., turnovers or number of workers) is one way to improve the findings

presented herein. This additional information could be used to calculate weighted average products related to a given activity sector for each environmental impact. Moreover, in-site impacts require more attention than off-site impacts due to their higher variability. This variability could be reduced if direct pollutant release data are collected and used instead of the US IO database.

C.4.1.3 Combination of Process-LCA and EIO-LCA results

Territorial LCA combines the results from two different approaches, i.e., the bottom-up approach (process-LCA) and top-down approach (EIO-LCA). However, due to their inherent differences, it is important to be cautious when drawing conclusions. The most important error sources that arise when comparing process-LCA and EIO-LCA results are the chosen average prices (prices are heterogeneous across the same sector) and assumptions for imported goods (Mongelli et al., 2005). A typical process-LCA database likely leads to an underestimation of the overall LCI due to cut-offs (process-LCA results are found to be 30 to 60% lower) (Majeau-Bettez et al., 2011; Mongelli et al., 2005). Nevertheless, this statement must be qualified because Mattila et al. (2010) show that process-LCA results overestimate certain impact categories (land use and stratospheric ozone formation). This can be partly explained by the monetary allocation used in national accounts.

In conclusion, EIO-LCA to study the impacts caused by the consumption of foods, goods and services and other manufacturing activities is a default choice due to data gaps. The results obtained using this approach must be treated with caution, especially when compared to activities assessed through process-LCA. The primary result is that these activities appear to be an important hotspot and require further analysis.

C.4.2 Choice of the impact assessment method

C.4.2.1 Sensitivity to the impact assessment method

One important result provided by the territorial LCA approach is the ranking of environmental issues in the case study and other territories. The prioritization is based on the impact assessment method ReCiPe, which combines a midpoint and endpoint method. To evaluate the prioritization sensitivity to the impact assessment method, the case study is assessed using the new Impact World+²² characterization method. Even if Impact World+ includes nearly all the pathways considered in ReCiPe for human health and ecosystem service damages (except for the ecotoxicity on terrestrial and marine ecosystems), large differences remain. The most

²² <http://www.impactworldplus.org>

important difference is the inclusion of new pathways, such as damages to human health due to water use or the damages to the ecosystem quality due to marine acidification, water use, thermally polluted water, marine eutrophication, and ionizing radiation. Moreover, some midpoint categories are more disaggregated in Impact World+ to provide a distinction between different effects (e.g., the effects of carcinogens and non-carcinogens on human health), between different exposure routes (e.g., the ingestion of pesticide residues and inhalation of indoor air) or between different time horizons (e.g., short-term and long-term effects on global warming, marine acidification, human toxicity and ecotoxicity).

For human health damages (see Fig. C-10), the comparison between the two methods shows that impacts characterized using Impact World+ are always greater than those assessed using the ReCiPe method even for impacts quantified through the same models i.e., climate change. In this case, the discrepancy can be partly explained by different modeling choices, such as the time horizon. Despite these differences in absolute values, climate change impacts (i.e., resp. global warming in Impact World+), particulate matter formation (i.e., resp. respiratory inorganics in Impact World+) and human toxicity (i.e., resp. carcinogens and non-carcinogens in Impact World+) are the main contributors to human health damages regardless of the characterization method. Moreover, a fourth impact category appears to be an important contributor to human health damages in Impact World+, i.e., water use. However, this impact category should be considered with caution because water accounting is most likely overestimated in the Ecoinvent database used in this study (accounting for water withdrawal and not water consumption). Moreover, water use is not considered in the US IO database used for modeling the imports of foods, goods and services and certain manufacturing activities.

Finally, except for off-site damages due to consumption activities, particulate matter formation is no longer the second main midpoint driving factor when Impact World+ is used. This category is replaced by the human toxicity impact category.

For ecosystem quality damages (see supporting information C.6.5), no direct comparisons in the absolute values can be performed because the damages are not expressed in the same units (i.e., species.yr for ReCiPe and PDF.m².yr for Impact World +). The contribution analysis shows that climate change remains the main midpoint driving factor. Land occupation is the second main contributor to off-site damages. Concerning in-site damages, a midpoint indicator that is not included in ReCiPe appears to be an important contributor, i.e., marine acidification (due to emission of carbon dioxide). Then, land occupation is the third

contributor to in-site damages. The characterization using Impact World+ provides more importance to the other impact categories, especially for terrestrial acidification and aquatic eutrophication.

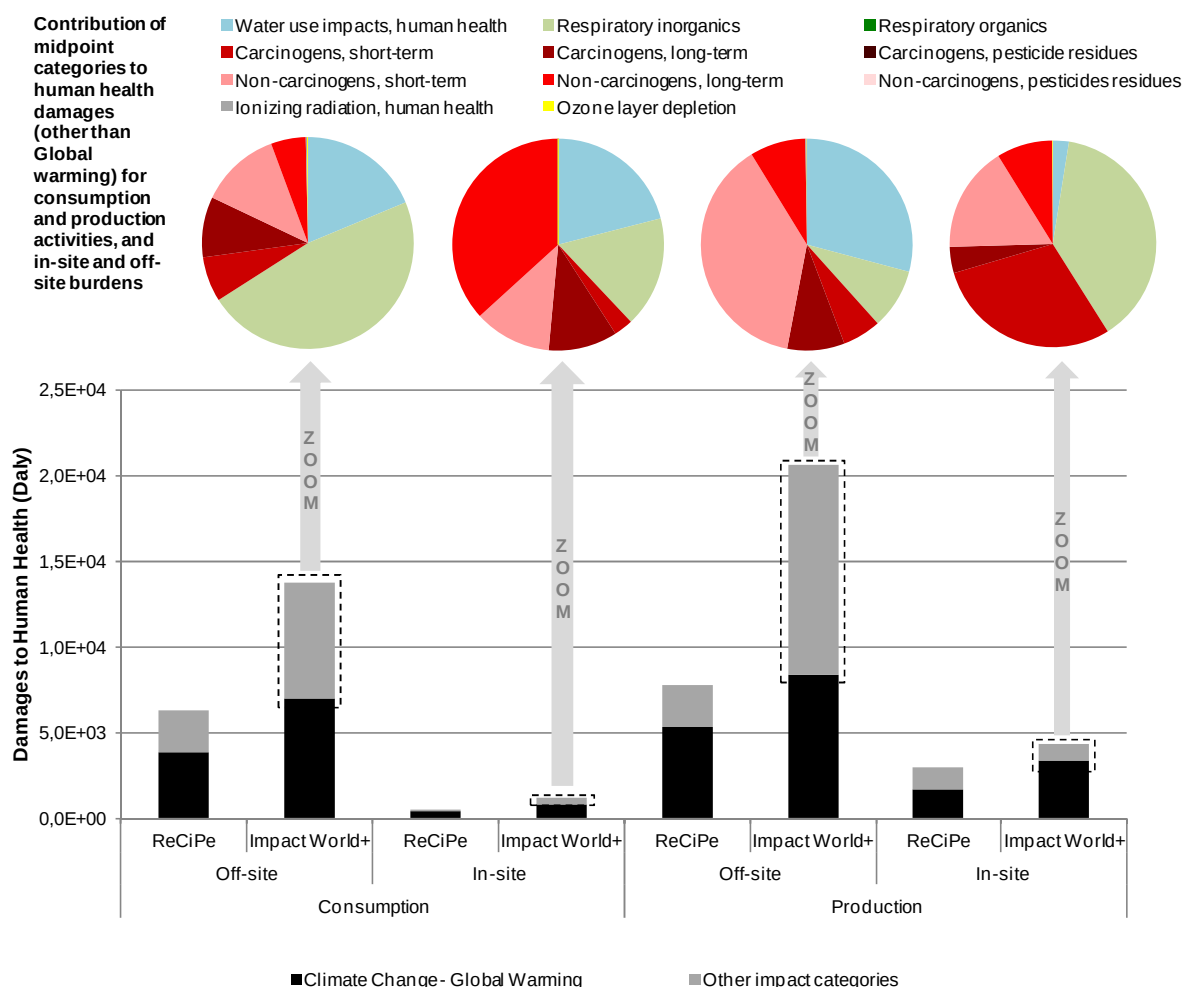


Fig. C-10 Prioritization of environmental issues using the Impact World+ impact assessment method compared with the ReCiPe method.

In conclusion, regardless of the characterization method, climate change, particulate matter formation and human toxicity are always the main contributors to human health damages. However, more weight is given to impacts related to human toxicity in Impact World+. These impacts are now assessed by the USEtox scientific consensus model, which provides characterization factors for several thousand substances (Rosenbaum et al., 2008). The same conclusion are true for ecosystem quality damages in which climate change and land occupation are important midpoint driving factors regardless of the impact assessment method. Two general remarks can be made regarding the contributions of various impact categories to the endpoint impacts. First, the inclusion of new pathways in Impact World+ suggests that other impact categories can also be important midpoint driving factors, e.g.,

water use and marine acidification. Second, the contributions are based on site-generic characterization factors in both methods. Because most of the main midpoint driving factors are regional or local impacts (i.e., particulate matter formation, human toxicity, water use, and land occupation), they could be characterized with site-dependent or site-specific characterization factors in the future. This may question the ranking of midpoint contributions.

C.4.2.2 Towards “site-specific” impact assessment models

Different levels of spatial resolution can be considered when quantifying regional and local impacts. The higher degree of details is proposed in “site-specific” characterization factors which provide good accuracy in modeling of the impact very close to the source (Potting and Hauschild, 2006). Ideally, such characterization factors should be used for assessing “in-site” impacts for which information on the local environment is accessible. Site-specificity should be included in both fate and effect factors as recommended by Toffoletto et al. (2007). This integration is more straightforward for effect factors as they are based on environmental characteristics which are easy to measure (e.g., population composition, sensitivity of receptors, critical loads, geographical, chemical and physical features) (Toffoletto et al., 2007). On the contrary, fate factors require precise and complex transport models (Lemming, 2010; Seppälä et al., 2004). In order to facilitate “site-specific” assessment, GIS (Geographical Information System) tools can be used to map the location of the emission sources and receptors (human or target species) and the pollutant loads (Azapagic et al., 2013). However, methodological and experimental research is still required to provide “site-specific” impact assessment methods and improve the relevance of the approach.

C.5 Conclusions and outlook

The territorial LCA approach developed by Loiseau et al. (2013) is implemented in a real case study for the first time. This application demonstrates the feasibility, especially in terms of the required workload, and the usefulness of the territorial LCA approach for achieving a consistent territorial environmental baseline. This approach can hence bring valuable information in the SEA procedure for which such a baseline is required at an early stage, before defining and assessing land planning scenarios. In terms of means, such a territorial LCA approach required several man-months, which at this stage, can be considered too much compared to conventional SEA procedures. Nevertheless, the development of associated tools

(e.g., software) and databases linked to GIS tools could be quite promising and should reduce the required manpower from several months to several weeks. The aim of territorial LCA is not to replace all current SEA practices but to provide additional information based on indicators quantified through a multicriteria and cross-sectoral analysis. This comprehensive assessment can be used to identify the main environmental issues (i.e., impact categories) in the territory according to biophysical modeling, i.e., climate change, particulate matter formation, human toxicity and land occupation, which is very useful for defining monitoring indicators. Therefore, particular attention must be given to air quality and built up area indicators. In addition, the main contributors to these issues are also determined. Off-site impacts are essentially due to imports of foods, goods and services for consumption activities and manufacturing industries for production activities. In-site impacts are incurred by housing and transport and less often by waste management related to consumption activities. For production activities, the primary driving activities depend on the considered impact category. Manufacturing industries remain an important contributor for the case study territory. However, other activities are also important, such as agriculture, fishing, services, end of life management, transport and storage, and quarrying. Moreover, all outcomes provide useful information for defining land planning scenarios (e.g., limiting urban sprawl, proposing sustainable forms of transportation, or promoting the principles of industrial ecology for manufacturing activities).

Furthermore, the evaluation of land use functions provides valuable information on the territory profile. While societal land use functions are at an acceptable level, economic land use functions are relatively low compared to the national or departmental references. This finding is partly explained by the limited self-sufficiency of the territory in terms of materials and energy and the necessity to import many products and services, resulting in an unbalanced allocation between in-site and off-site impacts. Moreover, the high environmental function levels emphasize the willingness to protect the natural environment. The territory profile concept based on both land use functions and environmental impacts deserves further research and could be used in territorial benchmarking as defined in the EPSILON project (Environmental Policy via Sustainability Indicators On a European-wide NUTS-3 levels) (Blanc et al., 2004).

Although territorial LCA proves its applicability to meet the requirement of an environmental baseline, some limitations remain. Considering the complexity and the size of the studied system, one important weakness of the approach is the data collection method and the

handling of data gaps. Several assumptions are made to address data gaps, leading to increased outcome uncertainties. One important source of uncertainty is related to the US IO database to collect data on the consumption of foods, goods and services and manufacturing activities. Two potential major improvements are to adapt the database for France and adopt a more comprehensive approach based on multi-regional input output databases (Tukker et al., 2009). Finally, further analysis could be conducted to determine the economic flows that occur in the territory between consumption and production activities (namely, intra-territorial flows). This approach would avoid double counting issues in the inventory. A final limitation corresponds to the ranking of environmental impacts, which can partially depend on the selected characterization method. The comparison of two methods suggests that when the same pathways are considered, the same important issues are identified. However, the relevance of the study can be questioned when certain pathways are not considered, but also when only “site-generic” characterization factors are used.

C.6 Supporting information

C.6.1 Data sources for descriptors of all human activities

C.6.1.1 Consumption activities

	Subcategories	Activity Descriptors	Source	Complementary Information	Source	Data used for performance indicators?
INHABITANTS	Food, Goods and Services	Number of inhabitants	Local statistics (2009) ^a	Final consumption expenditure per inhabitant (Classification of Individual Consumption by Purpose, COICOP)	National accounts (2010) ^b	YES (local statistics used to quantify the number of people in work with higher education)
	Housing	Number of housings (divided between houses and flats, between main and secondary residences and between periods of construction) Number of inhabitants	Local statistics (2009) ^a See Inhabitants – Food, Goods and Services	Energy consumption according to use and sources (divided between houses and flats, between main and secondary residences and between periods of construction) Land occupation (divided between houses and flats) Water consumption per inhabitant	Regional report (2005) ^c National statistics (2006) ^d National statistics (2009) ^e	YES (number of main residences)
	Transport			km travelled divided between means of transport for one inhabitant km travelled locally (by cars)	National statistics (2008) ^f Local report ^g	NO
	Waste management	Number of inhabitants Number of inhabitants	See Inhabitants – Food, Goods and Services See Inhabitants – Food, Goods and Services	Tonnage produced per inhabitant (divided between the type of Waste) Different treatments according to the type of wastes	Local record of activities ^{h,i}	YES (quantity of household waste treated locally)
	Wastewater management			Kg of BOD5 treated by inhabitant Type of treatment according to the municipality (activated sludge or lagoons)	National report ^j Watershed database (2010) ^k	YES (Number of dwellings connected to sewage)

TOURISTS	Food	Number of overnights	Local report for hotels and campgrounds (2010) ^l as well as regional statistic (2011) ^m for secondary residences	Final consumption expenditure per overnight (Classification of Individual Consumption by Purpose, COICOP)	National accounts (2010) ^b	NO
	Housing	Number of overnights (divided between hotels, campgrounds and secondary housings)	Local report for hotels and campgrounds (2010) ^l as well as regional statistics (2011) ^m for secondary residences	Energy consumption (divided between hotels, campgrounds and secondary housings)	National report for hotels and campgrounds (2010) ⁿ and regional report for secondary housings (2005) ^c	YES (number of secondary residences)
		Number of housings (divided between hotels, campgrounds and secondary housings)	Local statistics (2009) ^a	Water consumption per overnight	National report (2005) ^o	
				Land occupation	Local data as well as national report and statistics (2006) ^d	
	Transport	Number of arrivals	Local report (2010) ^l as well as regional statistics (2011) ^m	Regions or countries of origin of tourists	Local report (2010) ^l as well as regional statistics (2011) ^m	NO
	Waste management Wastewater management	Number of overnights	See TOURISTS - Food	Same as inhabitants		NO

Table C-3 Data sources for descriptors of consumption activities.

^a <http://www.insee.fr/fr/bases-de-donnees/default.asp?page=statistiques-locales.htm>

^b <http://www.bdm.insee.fr/bdm2/choixCriteres.action?codeGroupe=1353>

^c Sogreah, 2011. Etude énergétique de la région Languedoc Roussillon, available at http://www.languedoc-roussillon.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/1_Etude_MDE_Languedoc-Roussillon_septembre2011_Synthese_cle2d5ea3.pdf

^d http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?ref_id=ip1202

^e <http://www.eaufrance.fr/ressources/groupe-de-chiffres-cles/consommation-d-eau-par-foyer-en>

^f http://www.insee.fr/fr/themes/tableau.asp?reg_id=0&ref_id=NATTEF13627

^g SMBT, 2006. Diagnostic du SCoT. Atelier « Trafic et déplacements urbains et inter-urbains ».

^h Thau Agglo 2010. Rapport annuel sur le prix et la qualité du service public d'élimination des déchets.

ⁱ CCNBT 2011. Rapport d'activité du centre de tri de déchets ménagers de Villeveyrac pour l'année 2010.

^j Risch, E., Boutin, C., Roux, P., Gillot, S., Héduit, A., 2011. LCA in Wastewater Treatment - Applicability and limitations for constructed wetland systems: The case of vertical Reed Bed Filter. LCM 2011 International Conference on Life Cycle Management, Berlin.

^k French water agency: <http://sierm.eaurmc.fr/telechargement/telechargement.php#collectivites>

^l Communauté d'agglomération Thau Agglo, 2010. Le territoire en chiffres, Observatoire départemental de l'Economie touristique, ADT Hérault Tourisme.

^m http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?reg_id=1&ref_id=18085&page=synthese/syn1107/encadre.htm

ⁿ Béreau, G. 2010. Qualité environnementale des terrains de campings - Fiche technique N°15. Report, France.

^o OIEau, 2005. Fiches argumentaires pour des actions de maîtrise des consommations d'eau. Report, France.

C.6.1.2 Production activities

Sectors	Subsectors	Descriptors of activities	Source	Complementary Information	Source	Data used for performance indicators?
Agriculture	Crops	ha of crops cultivated	Local statistics (2010) ^a as well as local report for grappes (2011) ^b	Average yield	Regional statistics (2010) ^c	YES (Utilized terrestrial agricultural land)
	Livestocks	Number of animals	Administrative documents ^d			NO
Fishing	Shellfish farming	Annual outputs	Local report (2010) ^e			YES (Shellfish production)
	Fishing	Number of vessels (divided between three categories)	Local report (2010) ^e	Fuel consumption according the three categories of vessels	Local study (2006) ^f	NO
Quarrying	x	Annual mining	Administrative documents ^d			NO
Manufacturing industries	Classified Installations	Annual outputs	Administrative documents ^d			NO
	Other industries	Number of employees per sector of activity	Local statistics on companies (2010) ^g	Ratio turnover per employee	Report of activities of a samples of companies per sector of activity (2010) ^h	YES (Estimation of the GDP based on the number of employees per sector of activities)
Construction	Flats	Built area	Local statistics on construction ⁱ			NO
	Houses					
Energy	Wind power	Number of wind turbines	Local report (2010) ^e	Annual output per wind turbine	National database on wind power ^j	NO
	Co-generation	Maximum thermal input	Administrative documents ^d			NO
End of life management	Waste management	Annual inputs per site	Activity reports (2010,2011) ^{k,l} , Administrative documents ^d			YES (quantity of household waste treated locally)
	Wastewater management		Watershed database (2010) ^m			YES (Number of dwellings connected to sewage)
Storage and transport	Highway	Car and truck traffic	Local report (2010) ^e	Occupancy rate (seat and tonnage)	National statistics (2008, 2010) ^{n,o}	NO
	Train	Traffic	Local data ^p	Seat-occupancy rate	European statistics (2005) ^q	NO
	Harbor	Annual	Local statistics			NO

		tonnage handled (divided between 3 types of goods: liquid, solid and bulk) as well as number of passengers in transit	of the harbor (2010) ^f			
Services	In-Place services	Number of equipments	Local statistics on equipments (2010) ^g	Energy, water and land consumption per type of equipment	National and regional reports ^{t,u,v,w,x}	YES (Number of community based facilities)
	Other services	Number of employees	Local statistics on companies (2010) ^g	Energy, water and land consumption per employee	National and regional reports ^{t,y}	YES (Estimation of the GDP based on the number of employees per sector of activities)

Table C-4 Data sources for descriptors of production activities.

^a Recensement Général Agricole 2010, available at <http://agriculture.gouv.fr/recensement-agricole-2010>

^b Blézat Consulting, 2011. Etude action sur le développement de la filière agricole sur le territoire de Thau Agglomération, Rapport (available at http://www.thau-agglo.fr/IMG/pdf/Diag_agricole_avril_2011.pdf)

^c Ministère de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire, 2010. Available at

<http://accres.agriculture.gouv.fr/disar/faces/report/tableauList.jsp>

^d Ministère de l'Ecologie, Base des installations classées, available at <http://www.installationsclassées.developpement-durable.gouv.fr/rechercheICForm.php>

^e SMTB (Syndicat Mixte du Bassin de Thau), 2010. Diagnostic du SCoT (Schéma de Cohérence Territoriale) : available at <http://www.smbt.fr/sites/default/files/media/DiagnosticEtEtatInitialDelEnvironnement-18mo.pdf>

^f Escoffier, V. 2006. Solutions existantes en économie d'énergie pour les professionnels de la pêche, Master Thesis, University of Montpellier, France.

^g <http://www.insee.fr/fr/bases-de-donnees/default.asp?page=statistiques-locales/carac-ent-etab.htm>

^h <https://www.infogreffe.fr/societes/documents-officiels/demande-kbis.html>

ⁱ <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/donnees-ligne/r/sitdel2-donnees-detaillees-locaux.html>

^j http://www.thewindpower.net/windfarm_fr_7422_nord-bassin-de-thau-i.php

^k Thau Agglo 2010. Rapport annuel sur le prix et la qualité du service public d'élimination des déchets.

^l CCNBT 2011. Rapport d'activité du centre de tri de déchets ménagers de Villeveyrac pour l'année 2010.

^m French water agency: <http://siem.eaurmc.fr/telechargement/telechargement.php#collectivites>

ⁿ CGDD, 2010. La mobilité des français : Panorama issu de l'enquête nationale transports et déplacements 2008. Revue du CGDD (Commissariat Général au Développement Durable), Service de l'Observation et des Statistiques.

^o Ministère de l'Ecologie, 2010. Chiffres Clés du transport. Ministère de l'Ecologie, Repères.

^p Train traffic : <http://www.voyages-sncf.com/>

^q Pasi, S., 2007. Le transport de voyageurs par chemin de fer en 2004-2005. Eurostat, Statistiques en Bref, Transport.

^r Statistics Port de Sète 2010, available at <http://www.sete.port.fr/statistiques/statistiques.php>

^s Insee, Base permanente des équipements, available at http://www.insee.fr/fr/methodes/default.asp?page=grille/gamme_bpe.htm

^t Explicit, 2008. Enquête sur les consommations d'énergie des commerces et services de proximité en région Ile-de-France. 42. Report, Paris

^u Ademe, Région Rhône Alpes, HESPUL, 2010. Ecoville - Sources de données: Statistiques et cas réels. Report, France

^v Arthémia, 2011. Suivi de consommation d'énergie en Provence Alpes Côtes d'Azur - rendu: Maisons de retraite. Région PACA et observatoire Régional de l'Energie, Report, France

^w OIEau, 2005. Fiches argumentaires pour des actions de maîtrise des consommations d'eau. Report, France

^x Smegreg, 2007. Principaux ratios de la consommation d'eau. Report, France

^y Valette, F., Briscard, J., Fourmont, D., 2004. Contribution à la Modélisation de la gestion de l'eau dans la zone de l'étang de Thau: Evaluation des demandes en eau. Rapport, Projet Ditty

C.6.1.3 Other data sources used for certain performance indicators

Indicators of performance	Data sources	Links
Gross Domestic Product (GDP)	Insee	http://www.insee.fr/fr/regions/languedoc/reg-dep.asp?theme=10
Accommodation capacity of healthcare establishments (number of beds)	French Hospital Federation	http://etablissements.fhf.fr/annuaire/recherche-hopital.php
Natura 2000 areas (ha)	Statistical department of the French ministry of Environment	http://www.stats.environnement.developpement-durable.gouv.fr/Eider/tables.do
Number of birds species of community interest		

Table C-5 Other data sources used for certain indicators of performance.

C.6.2 Database and other data sources used for the human activity LCIs

Approaches	Sectors	Activities	Data sources
Consumption	Inhabitants – tourists	Food, goods, and services	US IO database 1998 ^a
		Housing	Ecoinvent ^b and scientific literature ^c
		Transport	Ecoinvent ^b
		Waste management	Ecoinvent ^b
		Wastewater management	Scientific literature ^d
Production	Agriculture	Wheat, sunflowers, fodder	Ecoinvent ^b
		Tomatoes, Apples	Technical report ^e
		Grapes	Technical report ^f
		Poultry	LCA Food ^g
	Fishing	Shell Farming	PhD Thesis ^h
		Fishing	Scientific literature ⁱ
	Mining	Bauxite, Limestone	Ecoinvent ^b
	Manufacturing industries	ICPE	Ecoinvent ^b and site-specific data ^j (direct emissions)
		Other manufacturing industries	US IO database 1998 ^a
	Construction	Flats, houses	Scientific literature ^c
	Energy	Wind power, cogeneration	Ecoinvent ^b
	End of life	Household waste	Ecoinvent ^b
		Hazardous and industrial waste	Ecoinvent ^b and site-specific data ^j (direct emissions)
		Wastewater management	Scientific literature ^d
	Transport and storage	Cars, trucks, trains	Ecoinvent ^b
		Harbor	Scientific ^k and technical ^l literature
		Pipeline	Ecoinvent ^b and site-specific data ^j (direct emissions)
	Services	In-place and other services	Ecoinvent ^b

Table C-6 Database and other data sources for the LCI of human activities.

^a Suh, S., 2004. Materials and energy flows in industry and ecosystem networks - Life Cycle Assessment, Input-Output Analysis, Material Flow Analysis and their combination for Industrial Ecology. Thesis, Leiden University, Netherlands.

^b Cuéllar-Franca, R.M., Azapagic, A., 2012. Environmental impacts of the UK residential sector: Life cycle assessment of houses. Build. Environ. 54, 86-99.

^c Ecoinvent database v2.2

^d Risch, E., Boutin, C., Roux, P., Gillot, S., Héduit, A. 2011. LCA in wastewater treatment - Applicability and limitations for constructed wetland systems: using vertical Reed Bed Filters. Proceedings Life Cycle Management Conference LCM. Berlin, Germany.

^e Nemecek, T., Weiler, K., Plassmann, K., Schnetzer, J., 2011. Geographical extrapolation of environmental impact of crops by the MEXALCA method. Zurich, Switzerland.

^f Clermidy, S., 2012. Evaluation environnementale de la vigne: Méthodologie d'utilisation de données de traçabilité pour la réalisation d'Analyse du Cycle de Vie. Rapport, Irstea, Montpellier

^g LCA Food database, available at <http://www.lcafood.dk/>

^h Iribarren, D., 2010. Life Cycle Assessment of Mussel and Turbot Aquaculture - Application and Insights. Thesis, Universidad de Santiago de Compostela, Spain.

ⁱ Fréon, P., Avadi, A., Vinatea, R.A., Iriarte, F., 2013. Boundary setting in life cycle inventory analyses of complex and plural means of production: the case of the Peruvian industrial anchoveta fleet. *Int J Life Cycle Assess.* (under review).

^j iREP (Registre français des émissions polluantes), available at <http://www.irep.ecologie.gouv.fr/IREP/index.php>

^k Villalba, G., Gemechu, E.D., 2011. Estimating GHG emissions of marine ports—the case of Barcelona. *Energ. Policy* 39, 1363–1368.

^l Schmidt, J.H., Watson, J., 2013. Eco Island Ferry: Comparative LCA of island ferry with carbon fibre composite based and steel based structures. 2.0 LCA Consultants, Aalborg, Denmark.

Details on how to make the distinctions between territorial foreground and background systems and assess the resulting in-site and off-site impacts are given in Loiseau et al. (2013)²³.

²³ Loiseau E., Roux P., Junqua G., Maurel P. and Bellon-Maurel V. 2013. Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning. *Int J LCA* 18 (8) 1533-1548

C.6.3 Identification of the primary midpoint driving factors for ecosystem quality damages using the ReCiPe method

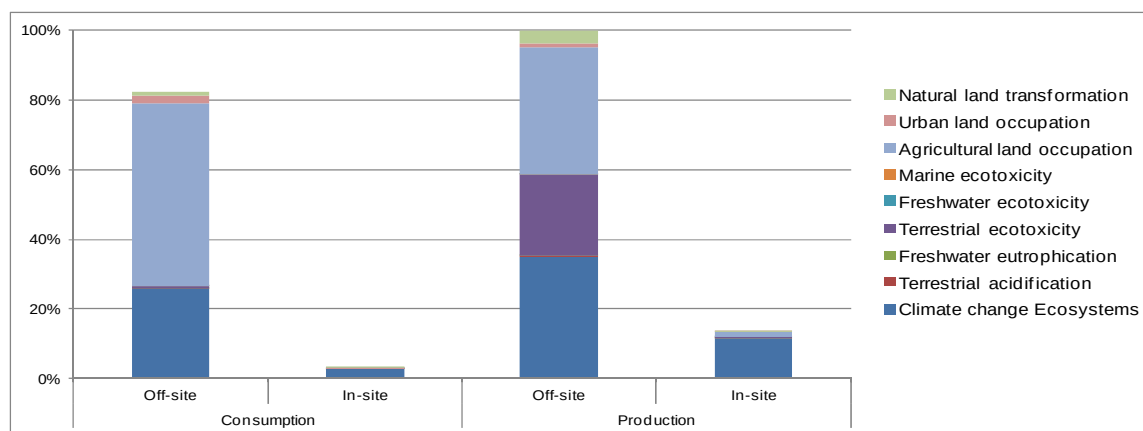


Fig. C-11 Identification of the primary midpoint driving factors for ecosystem quality damages (ReCiPe).

C.6.4 Identification of the main activity contributors in particulate matter formation, human toxicity, agricultural land occupation and urban land occupation impacts using ReCiPe

		Particulate Matter Formation		Human Toxicity		Agricultural Land Occupation		Urban Land Occupation	
		Off-site	In-site	Off-site	In-site	Off-site	In-site	Off-site	In-site
Consumption	Inhabitant F, G&S	75,5%	0,0%	29,3%	0,0%	89,7%	0,0%	76,1%	0,0%
	Inhabitant - Housing	11,6%	19,1%	39,7%	46,0%	1,0%	71,6%	10,4%	25,9%
	Inhabitant - Transport	2,0%	68,6%	5,3%	4,4%	0,0%	2,3%	1,7%	52,5%
	Inhabitant - WT	0,6%	9,0%	8,7%	42,6%	0,0%	0,2%	0,0%	0,4%
	Inhabitant - WWT	0,0%	0,4%	0,3%	0,1%	0,0%	0,1%	0,1%	0,7%
	Tourist - Stay	9,0%	2,7%	12,1%	3,3%	9,5%	25,8%	8,4%	20,3%
	Tourist - Transport	1,2%	0,0%	4,4%	0,0%	0,0%	0,0%	3,4%	0,0%
	Tourist - WT	0,0%	0,2%	0,1%	3,6%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Tourist - WWT	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%
Production	Agriculture	0,1%	0,5%	0,3%	0,2%	0,4%	99,8%	0,3%	0,0%
	Fishing	2,1%	9,4%	1,6%	0,2%	0,0%	0,0%	0,4%	0,1%
	Quarrying	0,0%	17,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	1,7%
	ICPE	78,6%	49,3%	92,6%	62,8%	82,3%	0,0%	84,4%	36,5%
	Other manufacturing activities	12,3%	10,6%	2,4%	10,6%	17,3%	0,2%	13,0%	8,5%
	Energy	0,1%	0,6%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	End Of Life	0,2%	0,4%	0,3%	24,9%	0,0%	0,0%	0,5%	2,4%
	Building	0,3%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,4%	0,9%
	In-place Services	0,4%	0,2%	0,9%	0,1%	0,0%	0,0%	0,2%	17,7%
	Other services	4,6%	0,0%	0,6%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,4%
	Storage&Transportation	1,2%	11,9%	0,9%	1,2%	0,0%	0,0%	0,9%	31,8%

Table C-7 Identification of the main activity contributors in particulate matter formation, human toxicity, agricultural land occupation and urban land occupation impacts (ReCiPe) (F, G&S = Food, goods and services, WT = waste treatment, WWT= wastewater treatment, ICPE = Classified installations).

C.6.5 Results on the impacts characterized using Impact World +

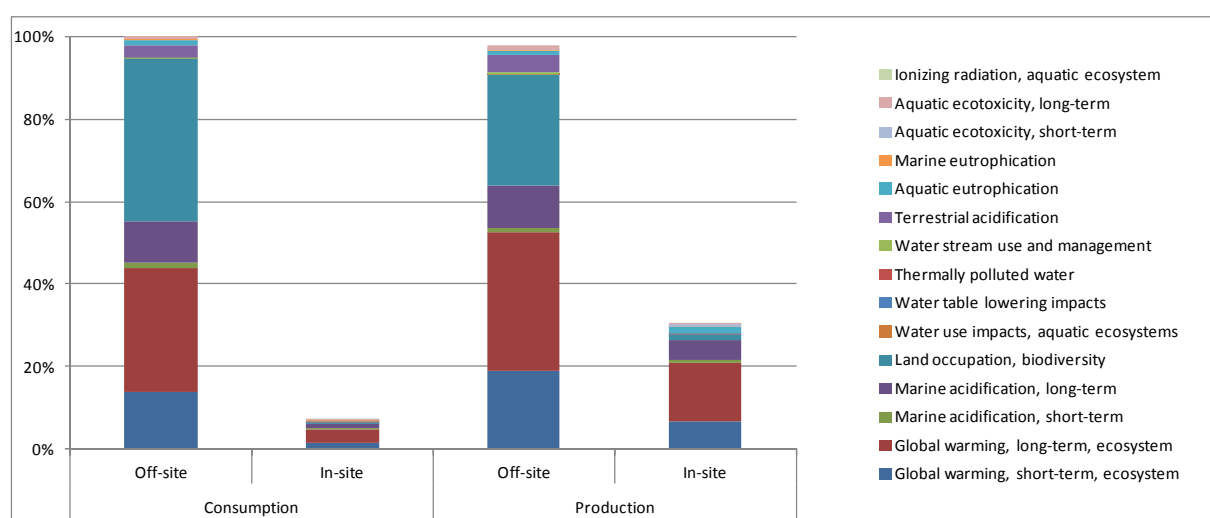


Fig. C-12 Identification of the primary midpoints driving factors for ecosystem quality damages (Impact World+).

		Global Warming - Short term		Global Warming - Long term		Respiratory inorganics		Carcinogens, short-term		Carcinogens, long-term		Non-carcinogens, short term		Non-carcinogens, long term	
		Off-site	In-site	Off-site	In-site	Off-site	In-site	Off-site	In-site	Off-site	In-site	Off-site	In-site	Off-site	In-site
Consumption	Inhabitant F, G&S	47,6%	0,0%	46,4%	0,0%	87,0%	0,0%	58,6%	0,0%	8,1%	0,0%	50,2%	0,0%	6,2%	0,0%
	Inhabitant - Housing	28,4%	28,8%	29,0%	29,8%	3,9%	27,0%	24,9%	8,7%	57,8%	0,4%	22,5%	69,5%	56,3%	0,6%
	Inhabitant - Transport	3,6%	54,0%	3,6%	55,8%	0,7%	62,4%	2,6%	7,8%	5,8%	1,6%	2,0%	19,0%	5,7%	37,4%
	Inhabitant - WT	5,3%	10,7%	5,9%	9,5%	0,4%	7,4%	0,9%	75,1%	0,0%	89,2%	15,0%	4,8%	3,1%	57,7%
	Inhabitant - WWT	0,1%	2,1%	0,1%	0,7%	0,0%	0,2%	0,1%	0,0%	0,2%	0,0%	0,2%	1,2%	0,4%	0,0%
	Tourist - Stay	11,9%	3,4%	11,9%	3,5%	7,5%	2,9%	9,7%	0,9%	20,7%	0,1%	7,9%	5,1%	18,3%	0,1%
	Tourist - Transport	3,0%	0,0%	3,1%	0,0%	0,5%	0,0%	3,2%	0,0%	7,4%	0,0%	2,0%	0,0%	9,7%	0,0%
	Tourist - WT	0,0%	0,7%	0,0%	0,7%	0,0%	0,1%	0,0%	7,4%	0,0%	8,7%	0,0%	0,2%	0,3%	4,2%
	Tourist - WWT	0,0%	0,3%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%
Production	Agriculture	0,1%	0,4%	0,1%	0,3%	0,1%	0,4%	0,1%	0,2%	0,2%	0,0%	0,0%	1,2%	0,3%	0,0%
	Fishing	2,2%	7,1%	2,8%	2,3%	1,8%	3,9%	1,2%	0,0%	2,5%	0,2%	0,2%	0,1%	1,7%	0,2%
	Quarrying	0,0%	0,2%	0,0%	0,2%	0,0%	1,5%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	ICPE	90,9%	63,4%	89,2%	67,6%	63,3%	69,4%	78,5%	93,5%	93,2%	0,6%	95,2%	72,3%	88,2%	0,8%
	Other manufacturing activities	4,3%	5,5%	5,1%	5,8%	33,1%	16,9%	18,0%	2,7%	0,0%	0,0%	4,1%	15,4%	0,0%	0,0%
	Energy	0,2%	2,1%	0,2%	2,1%	0,1%	0,1%	0,3%	0,0%	0,5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%
	End Of Life	0,3%	2,6%	0,3%	1,9%	0,2%	0,1%	0,3%	3,3%	0,5%	99,1%	0,1%	1,1%	7,7%	99,0%
	Building	0,4%	0,0%	0,5%	0,0%	0,2%	0,0%	0,3%	0,0%	0,7%	0,0%	0,1%	0,0%	0,3%	0,0%
	In-place Services	0,5%	2,8%	0,5%	3,0%	0,3%	0,1%	0,4%	0,0%	1,0%	0,1%	0,1%	0,1%	1,1%	0,1%
	Other services	0,0%	0,1%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
	Storage & Transportation	1,1%	15,9%	1,2%	16,8%	0,9%	7,6%	0,7%	0,2%	1,4%	0,0%	0,2%	9,7%	0,4%	0,0%

Table C-8 Identification of the main activity contributors to global warming (short and long term), respiratory inorganics, carcinogens (short and long term) and non-carcinogens (short and long term) impacts (Impact World+) (F, G&S = Food, goods and services, WT= waste treatment, WWT = wastewater treatment, ICPE = classified installations).

Acknowledgements:

This research has been supported by Irstea, AgroParisTech, and the Languedoc Roussillon Regional Council. The authors thank Cécile Bulle, Alain Grasmick and Roman Combeau for their assistance and their advice. The authors are members of the ELSA research group (Environmental Life Cycle and Sustainability Assessment, <http://www.elsa-lca.org/>) and thank all ELSA members for their advice.

Reference list:

- Azapagic, A., Chalabi, Z., Fletcher, T., Grundy, C., Jones, M., Leonardi, G., Osammor, O., Sharifi, V., Swithenbank, J., Tiwary, A., Vardoulakis, S., 2013. An integrated approach to assessing the environmental and health impacts of pollution in the urban environment: Methodology and a case study. *Process Safety and Environmental Protection* 91, 508–520.
- Bagliani, M., Galli, A., Niccolucci, V., Marchettini, N., 2008. Ecological footprint analysis applied to a sub-national area: The case of the Province of Siena (Italy). *Journal of Environmental Management* 86, 354–364.
- Banski, J., Bednarek, M., Danes, M., Feliu, E., Fons Esteve, J., Garcia, G., Hazeu, G., Mucher, S., Ole Rasmussen, R., Perez Soba, M., van Eupen, M., Weber, R., 2011. EU-LUPA: European Land Use Patterns. EPSON 2013 Programme, Luxembourg.
- Bare, J.C., Hofstetter, P., Pennington, D.W., Udo de Haes, H., 2000. Midpoints versus Endpoints: The Sacrifices and Benefits. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5, 319–326.
- BBF (Best Foot Forward), 2002. City Limits A resource flow and ecological footprint analysis of Greater London. London.
- Blanc, I., Friot, D., Margni, M., Jolliet, O., 2004. How to assess the Environmental State of EU regions with the global concept of sustainability ?, in: 18th International Conference on Informatics for Environmental Protection. EnviroInfo 2004, Geneva, Switzerland, 134–146.
- Browne, D., O'Regan, B., Moles, R., 2011. Material flow accounting in an Irish city-region 1992–2002. *Journal of Cleaner Production* 19, 967–976.
- Eder, P., Narodoslawsky, M., 1999. What environmental pressures are a region's industries responsible for? A method of analysis with descriptive indices and input–output models. *Ecological Economics* 29, 359–374.

- Eggenberger, M., Partidário, M.R., 2000. Development of a framework to assist the integration of environmental, social and economic issues in spatial planning. *Impact Assessment and Project Appraisal* 18, 201–207.
- EU, 2001. Directive 2001/42/EC of the European Parliament and of the Council of 27 June 2001 on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment.
- European Commission, 2008. Statistical classification of economic activities in the European Community.
- European Commission, 2009. Report from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on the application and the effectiveness of the Directive 2001/42/EC on Strategic Environmental Assessment. Brussels.
- EU, 2003. Regulation (EC) No 1059/2003 of the European Parliament and of the Council of 26 May 2003 on the establishment of a common classification of territorial units for statistics (NUTS).
- Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S., 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management* 91, 1–21.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., 2009. ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterization, first ed., The Netherlands.
- Guinée, J.B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., Ekvall, T., Rydberg, T., 2011. Life cycle assessment: past, present, and future. *Environmental Science and Technology* 45, 90–96.
- Guinée, J.B., Udo de Haes, H., Huppes, G., 1993. Quantitative life cycle assessment of products. *Journal of Cleaner Production* 1, 3–13.
- Hoof, G., Vieira, M., Gausman, M., Weisbrod, A., 2013. Indicator selection in life cycle assessment to enable decision making: issues and solutions. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 1568–1580.
- Huijbregts, M.A.J., 1998. Application of Uncertainty and Variability in LCA. Part I: A General Framework for the Analysis of Uncertainty and Variability in Life Cycle Assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 3, 273–280.
- Joshi, S., 2000. Product Environmental Life-Cycle Assessment Using Input-Output Techniques. *Journal of Industrial Ecology* 3, 95–120.

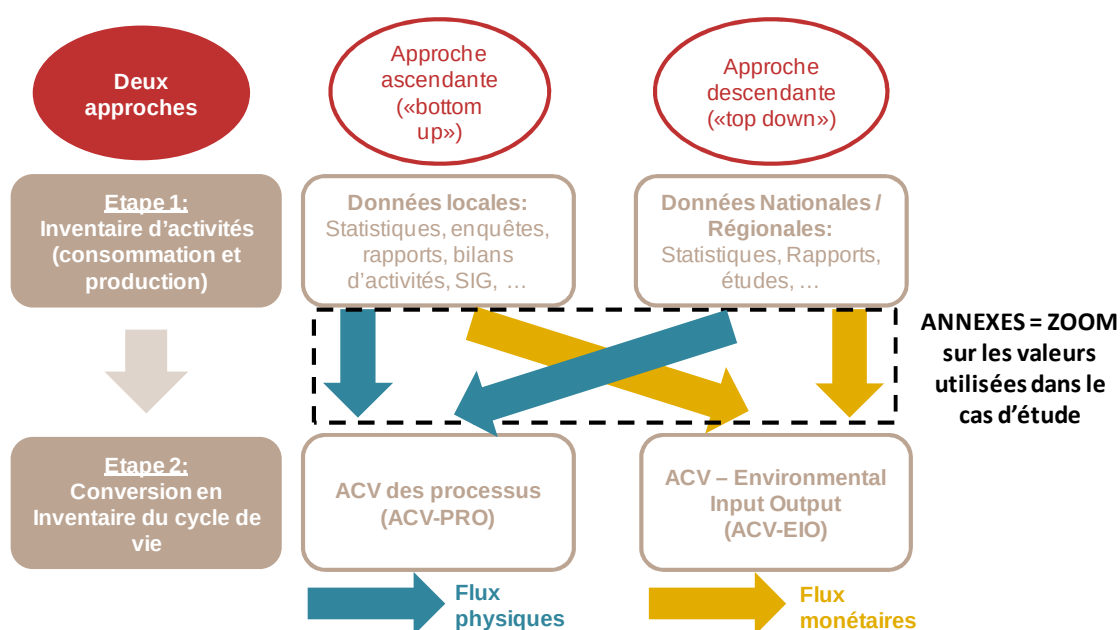
- Junnila, S.I., 2006. Empirical comparison of process and economic input-output life cycle assessment in service industries. *Environmental Science and Technology* 40, 7070–6.
- Lave, L.B., Cobas-flores, E., Hendrickson, C.T., McMichael, F.C., 1995. Using Input-Output Analysis to Estimate Economy-wide Discharges. *Environmental Science and Technology* 29, 420–426.
- Lemming, G., 2010. Environmental assessment of contaminated site remediation in a life cycle perspective. PhD Thesis, Technical University of Denmark.
- Lenzen, M., 2001. Errors in Conventional and Input-Output-based Life-Cycle Inventories. *Journal of Industrial Ecology* 4, 127–148.
- Loiseau, E., Junqua, G., Roux, P., Bellon-Maurel, V., 2012. Environmental assessment of a territory: an overview of existing tools and methods. *Journal of Environmental Management* 112, 213–225.
- Loiseau, E., Roux, P., Junqua, G., Maurel, P., Bellon-Maurel, V., 2013. Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18, 1533–1548.
- Majeau-Bettez, G., Strømman, A.H., Hertwich, E.G., 2011. Evaluation of process- and input-output-based life cycle inventory data with regard to truncation and aggregation issues. *Environmental Science and Technology* 45, 10170–7.
- Mattila, T.J., Pakarinen, S., Sokka, L., 2010. Quantifying the Total Environmental Impacts of an Industrial Symbiosis - a Comparison of Process-, Hybrid and Input-Output Life Cycle Assessment. *Environmental Science and Technology* 44, 4309–4314.
- MEDDTL, 2011a. Fiche méthode 7: Les thèmes de l'état initial de l'environnement et de l'évaluation. Collection "Références", SEEIDD, CGDD, Ministère de l'Ecologie, 7 p.
- MEDDTL, 2011b. Fiche exemples 12: Hiérarchisation et territorialisation des enjeux. Collection "Références", SEEIDD, CGDD, Ministère de l'Ecologie, 5 p.
- MEDDTL, 2011c. Indicateurs de développement durable pour les territoires. Ministère de l'Ecologie, CGDD, Etudes & documents n°57, 176 p.
- Mila i Canals, L., Azapagic, A., Doka, G., Jefferies, D., King, H., Mutel, C., Nemecek, T., Roches, A., Sim, S., Stichnothe, H., Thoma, G., Williams, A., 2011. Approaches for Addressing Life Cycle Assessment Data Gaps for Bio-based Products. *Journal of Industrial Ecology* 15, 707–725.

- Mongelli, I., Suh, S., Huppes, G., 2005. A Structure Comparison of two Approaches to LCA Inventory Data , Based on the MIET and ETH Databases. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10, 317–324.
- Muradian, R., O'Connor, M., Martinez-Alier, J., 2002. Embodied pollution in trade: estimating the “environmental load displacement” of industrialised countries. *Ecological Economics* 41, 51–67.
- Ng, K.L., Obbard, J.P., 2005. Strategic environmental assessment in Hong Kong. *Environment International* 31, 483–92.
- Nilsson, M., Björklund, A., Finnveden, G., Johansson, J., 2005. Testing a SEA methodology for the energy sector: a waste incineration tax proposal. *Environmental Impact Assessment Review* 25, 1–32.
- Niza, S., Rosado, L., Ferrão, P., 2009. Urban Metabolism. *Journal of Industrial Ecology* 13, 384–405.
- Pérez-soba, M., Petit, S., Jones, L., Bertrand, N., Briquel, V., Omodei-zorini, L., Contini, C., Farrington, J.H., Mossello, M.T., Wascher, D., 2008. Land use functions – a multifunctionality approach to assess the impact of land use changes on land use sustainability, in: Helming, K., Pérez-Soba, M., Tabbush, P. (Eds.), *Sustainability Impact Assessment of Land Use Changes*, 375–404.
- Potting, J., Hauschild, M.Z., 2006. Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment: A decade of method development to increase the environmental realism of LCIA. *Journal of Cleaner Production* 1, 11–13.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B., 2008. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: goal and scope and inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 290–300.
- 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., Hauschild, M.Z., 2008. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 532–546.
- Sala, S., Pant, R., Hauschild, M., Pennington, D., 2012. Research Needs and Challenges from Science to Decision Support. Lesson Learnt from the Development of the International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Recommendations for Life Cycle Impact Assessment. *Sustainability* 4, 1412–1425.

- Sendra, C., Gabarrell, X., Vicent, T., 2007. Material flow analysis adapted to an industrial area. *Journal of Cleaner Production* 15, 1706–1715.
- Seppälä, J., Knuuttila, S., Silvo, K., 2004. Eutrophication of aquatic ecosystems: A new method for calculating the potential contributions of nitrogen and phosphorus. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 9, 90–100.
- SMBT, 2013. Rapport de présentation du SCoT et de son chapitre individualisé valant SMVM. Tome 1: Diagnostic / Etat initial de l’environnement. Sète, France.
- Suh, S., 2004. Comprehensive Environmental Data Archive (CEDA) 3.0 User’s guide. Report, Leiden, The Netherlands.
- Suh, S., Huppes, G., 2002. Missing inventory estimation tool using extended input-output analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 7, 134–140.
- Suh, S., Lenzen, M., Treloar, G.J., Hondo, H., Horvath, A., Huppes, G., Joliet, O., Klann, U., Krewitt, W., Moriguchi, Y., Munksgaard, J., Norris, G., 2004. System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories Using Hybrid Approaches. *Environmental Science and Technology* 38, 657–664.
- Timmer, M.P. (ed), 2012. The World Input-Output Database (WIOD): Contents , Sources and Methods. WIOD Working Paper number 10.
- Toffoletto, L., Bulle, C., Godin, J., Reid, C., Deschênes, L., 2007. LUCAS – A New LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12, 93–102.
- Tukker, A., Huppes, G., Guinée, J., Heijungs, R., de Koning, A., Van Oers, L., Suh, S., Geerken, T., Van Holderbeke, M., Jansen, B., Nielsen, P., 2006. Environmental Impact of Products (EIPRO): Analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25. Technical report 22284 EN, European Commission - Joint Research Center, Institute for Prospective Technological Studies, 141 p.
- Tukker, A., Poliakov, E., Heijungs, R., Hawkins, T., Neuwahl, F., Rueda-Cantuche, J.M., Giljum, S., Moll, S., Oosterhaven, J., Bouwmeester, M., 2009. Towards a global multi-regional environmentally extended input–output database. *Ecological Economics* 68, 1928–1937.
- Weidema, B.P., Wesnaes, M.S., 1996. Data quality management for life cycle inventories - an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production* 4, 167–174.
- Wiedmann, T.O., Lenzen, M., Barrett, J.R., 2009. Companies on the Scale: Comparing and benchmarking the sustainability performance of businesses. *Journal of Industrial Ecology* 13, 361–383.

ANNEXES: Valeurs utilisées pour les inventaires des activités de consommation et de production sur le cas d'étude du territoire du Bassin de Thau pour l'année 2010

La collecte des données sur les activités doit, dans un premier temps, identifier l'ensemble des activités de consommation et de production ayant lieu sur le territoire, et déterminer pour chacune de ces activités, le type de biens ou services consommés ou produits, ainsi que les quantités annuelles consommées ou produites. Dans un deuxième temps, des données d'inventaires du cycle de vie doivent être recherchées pour chacune des activités répertoriées. Deux principales approches permettent de collecter l'ensemble de ces données (cf. Annexes - Figure 1). D'un côté, l'approche ascendante ou « bottom up » utilise des données locales pour l'inventaire d'activités, et des ACV des processus pour les inventaires du cycle de vie. D'un autre côté, l'approche descendante ou « top down » mobilise des données à des échelles plus larges que celles du cas d'études (données régionales ou nationales) pour l'inventaire d'activités. De plus, elle se base sur les ACV-EIO pour réaliser les inventaires du cycle de vie. L'étape 1 d'inventaire d'activités va permettre de collecter soient des données sous forme de flux physiques, soient des données sous forme de flux monétaires. L'objet de ces annexes est de présenter les valeurs utilisées pour ces flux dans le cadre de l'étude du territoire du Bassin de Thau pour l'année 2010. Les sources de ces données sont quant à elles répertoriées dans les « supporting information » de [Article C]. Par la suite, les données sous formes de flux physiques seront connectées à des ACV des processus, alors que les données sous formes de flux monétaires seront reliées à des ACV-EIO. Les sources des données d'inventaire du cycle de vie sont elles aussi décrites dans les « supporting information » de [Article C].



Annexes - Figure 1 Collectes des données des activités de consommation et de production, et des données d'inventaire du cycle de vie basées sur des approches ascendantes « bottom-up » et des approches descendantes « top-down ».

Annexes - Tableau 1 Données utilisées pour les activités de consommation sur le territoire du Bassin de Thau pour l'année 2010.

<u>Secteurs</u>	<u>Activités inventoriées</u>	<u>Descripteurs d'activités</u>	<u>Valeurs</u>	<u>Unités</u>	<u>Commentaires</u>
Résidents permanents	Consommation de denrées alimentaires, biens et services, Consommation d'eau, Transports	Nombre d'habitants	118 488		Des informations supplémentaires sur la consommation de denrées alimentaires, biens et services sont également fournies (cf. Annexes - Tableau 2) ainsi que pour le transport (cf. Table B-11)
	Logements	Nombre d'appartements d'année de construction <1975	15 113		Des informations supplémentaires sur les consommations énergétiques sont également fournies (cf. Annexes - Tableau 3 et Annexes - Tableau 4)
		Nombre d'appartements d'année de construction 1975-1982	1 976		
		Nombre d'appartements d'année de construction 1982-1989	2 991		
		Nombre d'appartements d'année de construction >1990	7 020		
		Nombre de maisons d'année de construction <1975	10 436		
		Nombre de maisons d'année de construction 1975-1982	1 945		
		Nombre de maisons d'année de construction 1982-1989	3 155		
		Nombre de maisons d'année de construction >1990	9 892		
	Gestion des déchets	Quantité de déchets incinérés (Thau Agglo)	36 285 926	kg/an	
		Quantités de déchets de Thau Agglo mis en décharge dans les Bouches du Rhône	3 368 274	kg/an	
		Quantités de déchets mis en	7 812 077	kg/an	

	décharge au sein de la CCNBT			
	Distance moyenne parcourue vers l'usine d'incinération	7	km	
	Distance moyenne parcourue vers la décharge des Bouches du Rhône	200	km	
	Distance moyenne parcourue vers la décharge de la CCNBT	7,5	km	
	Quantité de verres triés au sein de Thau Agglo	2 129 610	kg/an	
	Quantité de papiers triés au sein de Thau Agglo	2 182 998	kg/an	
	Quantité de cartons triés au sein de Thau Agglo	569 478	kg/an	
	Quantité d'acier trié au sein de Thau Agglo	94 913	kg/an	
	Quantité d'aluminium trié au sein de Thau Agglo	11 864	kg/an	
	Quantité de plastiques triés au sein de Thau Agglo	332 195	kg/an	
	Quantité de refus triés au sein de Thau Agglo	611 002	kg/an	
	Quantité de verres triés au sein de la CCNBT	757 038	kg/an	
	Quantité de papiers triés au sein de la CCNBT	826 852	kg/an	
	Quantité de cartons triés au sein de la CCNBT	244 347	kg/an	
	Quantité d'acier trié au sein de la CCNBT	47 997	kg/an	
	Quantité d'aluminium trié au sein de la CCNBT	6 545	kg/an	
	Quantité de plastiques triés au sein de la CCNBT	109 083	kg/an	
	Quantité de refus triés au sein de la CCNBT	189 805	kg/an	

	Gestion des eaux usées	Nombre d'habitants raccordés au traitement par boues activées Nombre d'habitants raccordés au traitement par lagunage Quantité de DBO ₅ traité par boues activées Quantité de DBO ₅ traité par lagunage	69 343 49 145 1 265 510 896 900	kg DBO ₅ / an	
Résidents non permanents	Logements – Résidences secondaires	Nombre d'appartements d'année de construction <1975	5 541		Des informations supplémentaires sur les consommations énergétiques sont également fournies (cf. Annexes - Tableau 3 et Annexes - Tableau 4)
		Nombre d'appartements d'année de construction 1975-1982	1 025		
		Nombre d'appartements d'année de construction 1982-1989	1 267		
		Nombre d'appartements d'année de construction >1990	3 464		
		Nombre de maisons d'année de construction <1975	3 582		
		Nombre de maisons d'année de construction 1975-1982	808		
		Nombre de maisons d'année de construction 1982-1989	1 106		
		Nombre de maisons d'année de construction >1990	3 648		
	Logements - Campings	Nombre de nuitées par an	1 189 610		Des informations supplémentaires sur les consommations énergétiques sont également fournies (cf. Table B-12)
		Nombre de campings	50		

	Logements - Hôtels	Nombre de nuitées par an dans des hôtels 0 à 2 étoiles	260 297		Des informations supplémentaires sur les consommations énergétiques sont également fournies (cf. Table B-12)
		Nombre de nuitées par an dans des hôtels 3 étoiles et plus	111 556		
		Nombre d'hôtels	49		
	Transport	Nombre d'arrivées provenant de Suisse	20 888		Nombre moyen de km parcourus à l'aller : 750
		Nombre d'arrivées provenant d'Allemagne	31 724		Nombre moyen de km parcourus à l'aller : 1600
		Nombre d'arrivées provenant d'Espagne	20 099		Nombre moyen de km parcourus à l'aller : 900
		Nombre d'arrivées provenant de Grande Bretagne	37 418		Nombre moyen de km parcourus à l'aller : 1250
		Nombre d'arrivées provenant de Belgique	24 725		Nombre moyen de km parcourus à l'aller : 1050
		Nombre d'arrivées provenant du reste de l'Europe	48 832		Nombre moyen de km parcourus à l'aller : 1150
		Nombre d'arrivées provenant de la Région Languedoc Roussillon	410 415		Nombre moyen de km parcourus à l'aller : 125
		Nombre d'arrivées provenant de la région Ile de France	132 781		Nombre moyen de km parcourus à l'aller : 800
		Nombre d'arrivées provenant de la région Rhône Alpes	120 710		Nombre moyen de km parcourus à l'aller : 330
		Nombre d'arrivées provenant de la région Midi Pyrénées	120 710		Nombre moyen de km parcourus à l'aller : 230
		Nombre d'arrivées provenant du reste de la France	52 500		Nombre moyen de km parcourus à l'aller : 540
		Nombre d'arrivées provenant du reste du monde	1 462		Nombres moyens de km parcourus à l'aller : 5000
	Consommation de denrées alimentaires et d'eau	Nombre de nuitées	5 220 503		Des informations supplémentaires sur la consommation de denrées alimentaires sont également fournies (cf. Annexes - Tableau 2)
	Gestion des déchets	Quantité de déchets incinérés (Thau Agglo)	3 650 599	kg/an	

		Quantités de déchets de Thau Agglo mis en décharge dans les Bouches du Rhône	243 373	kg/an	
		Quantités de déchets mis en décharge au sein de la CCNBT	290 666	kg/an	
		Distance moyenne parcourue vers l'usine d'incinération	7	km	
		Distance moyenne parcourue vers la décharge des Bouches du Rhône	200	km	
		Distance moyenne parcourue vers la décharge de la CCNBT	7,5	km	
		Quantité de verres triés au sein de Thau Agglo	3 447	kg/an	
		Quantité de papiers triés au sein de Thau Agglo	3 534	kg/an	
		Quantité de cartons triés au sein de Thau Agglo	922	kg/an	
		Quantité d'acier trié au sein de Thau Agglo	154	kg/an	
		Quantité d'aluminium trié au sein de Thau Agglo	19	kg/an	
		Quantité de plastiques triés au sein de Thau Agglo	538	kg/an	
		Quantités de refus triés au sein de Thau Agglo	989	kg/an	
		Quantité de verres triés au sein de la CCNBT	899	kg/an	
		Quantité de papiers triés au sein de la CCNBT	982	kg/an	
		Quantités de cartons triés au sein de la CCNBT	290	kg/an	
		Quantité d'acier trié au sein de la CCNBT	57	kg/an	
		Quantité d'aluminium trié au sein de la	8	kg/an	

		CCNBT			
		Quantité de plastiques triés au sein de la CCNBT	130	kg/an	
		Quantité de refus triés au sein de la CCNBT	225	kg/an	
	Gestion des eaux usées	Nombre de nuitées raccordées au traitement par boues activées	2 808 644		
		Nombre de nuitées raccordées au traitement par lagunage	2 411 859		
		Quantité de DBO ₅ traité par boues activées	140 432	kgDBO ₅ /an	
		Quantité de DBO ₅ traité par lagunage	120 593		

Annexes - Tableau 2 Précisions sur les données utilisées pour la consommation moyenne annuelle d'un français en denrées alimentaires, biens et services pour l'année 2010*.

Category	CEDA 3. Code	CEDA 3.0 Name	CEDA 3.0 1998\$ (producer price)
FOOD	10100	Dairy farm products	1,0
	10200	Poultry and eggs	23,8
	10302	Miscellaneous livestock	13,4
	20202	Feed grains	2,2
	20401	Fruits	30,8
	20402	Tree nuts	2,9
	20501	Vegetables	60,3
	20503	Miscellaneous crops	0,0
	20600	Oil bearing crops	0,4
	30002	Commercial fishing	19,0
	140101	Meat packing plants	176,8
	140102	Sausages and other prepared meat products	74,1
	140105	Poultry slaughtering and processing	145,3
	140300	Natural, processed, and imitation cheese	75,5
	140500	Ice cream and frozen desserts	9,6
	140600	Fluid milk	95,0
	140700	Canned and cured fish and seafoods	22,1
	140900	Canned fruits, vegetables, preserves, jams, and jellies	34,8
	141000	Dehydrated fruits, vegetables, and soups	7,6
	141100	Pickles, sauces, and salad dressings	7,4
	141200	Prepared fresh or frozen fish and seafoods	29,8
	141301	Frozen fruits, fruit juices, and vegetables	37,1
	141302	Frozen specialties, n.e.c.	14,8
	141401	Flour and other grain mill products	3,5
	141402	Cereal breakfast foods	25,9
	141403	Prepared flour mixes and doughs	17,2
	141501	Dog and cat food	29,1
	141502	Prepared feeds, n.e.c.	5,9
	141801	Bread, cake, and related products	77,2
	141802	Cookies and crackers	30,1
	141803	Frozen bakery products, except bread	10,1
	141900	Sugar	7,5
	142002	Chocolate and cocoa products	2,5
	142004	Salted and roasted nuts and seeds	3,1
	142005	Candy and other confectionery products	48,0
	142101	Malt beverages	12,0
	142103	Wines, brandy, and brandy spirits	74,2
	142104	Distilled and blended liquors	27,4
	142200	Bottled and canned soft drinks	70,0
	142300	Flavoring extracts and flavoring syrups, n.e.c.	11,5
	142800	Roasted coffee	33,8
	142900	Edible fats and oils, n.e.c.	35,3
	143000	Manufactured ice	0,7
	143100	Macaroni, spaghetti, vermicelli, and noodles	3,7
	143201	Potato chips and similar snacks	35,8

	143202	Food preparations, n.e.c.	21,1
	140200	Creamery butter	7,1
	140400	Dry, condensed, and evaporated dairy products	28,7
	140800	Canned specialties	7,6
PRODUCTS	20100	Cotton	2,8
	20702	Greenhouse and nursery products	41,1
	30001	Forestry products	2,7
	100000	Chemical and fertilizer minerals	0,1
	110101	New residential 1 unit structures, nonfarm	1971,4
	110102	New residential 2-4 unit structures, nonfarm	45,9
	110105	New additions & alterations, nonfarm, construction	658,3
	110108	New residential garden and highrise apartments construction	251,5
	110400	New highways, bridges, and other horizontal construction	1,3
	110501	New farm residential construction	32,9
	150101	Cigarettes	159,2
	150102	Cigars	5,7
	150103	Chewing and smoking tobacco and snuff	9,0
	170100	Carpets and rugs	3,1
	170900	Cordage and twine	0,3
	171001	Nonwoven fabrics	1,7
	171100	Textile goods, n.e.c.	0,1
	180101	Women's hosiery, except socks	6,0
	180102	Hosiery, n.e.c.	4,0
	180400	Apparel made from purchased materials	139,3
	190100	Curtains and draperies	5,6
	190200	House furnishings, n.e.c.	16,7
	190301	Textile bags	3,1
	190302	Canvas and related products	1,5
	190303	Pleating and stitching	2,6
	190304	Automotive and apparel trimmings	7,2
	190305	Schiffli machine embroideries	0,2
	190306	Fabricated textile products, n.e.c.	8,1
	200703	Mobile homes	6,2
	200903	Wood products, n.e.c.	1,4
	220101	Wood household furniture, except upholstered	24,6
	220102	Household furniture, n.e.c.	0,9
	220103	Wood television and radio cabinets	0,0
	220200	Upholstered household furniture	16,9
	220300	Metal household furniture	4,9
	220400	Mattresses and bedsprings	9,2
	230100	Wood office furniture	7,9
	230400	Wood partitions and fixtures	10,6
	230500	Partitions and fixtures, except wood	14,5
	230600	Drapery hardware and window blinds and shades	5,0
	230700	Furniture and fixtures, n.e.c.	9,1
	240400	Envelopes	0,5
	240500	Sanitary paper products	0,0
	240701	Paper coating and glazing	1,3
	240702	Bags, except textile	3,1

240705	Stationery, tablets, and related products	0,4
240706	Converted paper products, n.e.c.	2,1
250000	Paperboard containers and boxes	0,7
260100	Newspapers	33,9
260200	Periodicals	31,9
260301	Book publishing	33,3
260400	Miscellaneous publishing	2,3
260501	Commercial printing	0,7
260602	Blankbooks, looseleaf binders and devices	0,7
260700	Greeting cards	3,9
270201	Nitrogenous and phosphatic fertilizers	7,6
270300	Pesticides and agricultural chemicals, n.e.c.	45,5
270401	Gum and wood chemicals	6,5
270402	Adhesives and sealants	0,9
270406	Chemicals	1,7
290100	Drugs	81,8
290201	Soap and other detergents	0,0
290202	Polishes and sanitation goods	2,6
290300	Toilet preparations	0,0
300000	Paints and allied products	0,4
310102	Lubricating oils and greases	17,4
310103	Products of petroleum and coal, n.e.c.	0,0
320100	Tires and inner tubes	0,0
320200	Rubber and plastics footwear	4,6
320300	Fabricated rubber products, n.e.c.	9,0
320400	Miscellaneous plastics products, n.e.c.	37,2
320500	Rubber and plastics hose and belting	2,7
320600	Gaskets, packing, and sealing devices	0,9
340100	Boot and shoe cut stock and findings	0,0
340201	Shoes, except rubber	9,1
340202	House slippers	0,7
340301	Leather gloves and mittens	0,9
340302	Luggage	11,9
340303	Women's handbags and purses	1,8
340304	Personal leather goods, n.e.c.	3,0
340305	Leather goods, n.e.c.	2,7
350100	Glass and glass products, except containers	10,1
350200	Glass containers	0,8
360701	Vitreous china table and kitchenware	0,5
360702	Fine earthenware table and kitchenware	0,6
360900	Pottery products, n.e.c.	2,9
361100	Concrete products, except block and brick	0,0
361500	Cut stone and stone products	0,2
361600	Abrasive products	0,2
361900	Minerals, ground or treated	0,2
362200	Nonmetallic mineral products, n.e.c.	0,1
370103	Steel wiredrawing and steel nails and spikes	0,0
370402	Primary metal products, n.e.c.	0,1

381000	Nonferrous wiredrawing and insulating	0,1
400300	Heating equipment, except electric and warm a furnaces	1,8
400901	Prefabricated metal buildings and components	0,0
410100	Screw machine products, bolts, etc.	0,1
410202	Crowns and closures	0,0
410203	Metal stampings, n.e.c.	1,2
420100	Cutlery	1,7
420201	Hand and edge tools, except machine tools and handsaws	1,2
420202	Saw blades and handsaws	0,4
420300	Hardware, n.e.c.	1,2
420500	Miscellaneous fabricated wire products	0,3
420700	Steel springs, except wire	0,0
420800	Pipe, valves, and pipe fittings	1,4
421000	Metal foil and leaf	0,5
421100	Fabricated metal products, n.e.c.	0,9
430200	Internal combustion engines, n.e.c.	3,9
440002	Lawn and garden equipment	8,3
470401	Power-driven handtools	5,5
490300	Blowers and fans	6,1
500100	Carburetors, pistons, rings, and valves	0,1
500300	Scales and balances, except laboratory	3,3
510102	Calculating and accounting machines	2,2
510103	Electronic computers	67,0
510104	Computer peripheral equipment	24,0
510400	Office machines, n.e.c.	2,1
540100	Household cooking equipment	16,2
540200	Household refrigerators and freezers	17,4
540300	Household laundry equipment	15,0
540400	Electric housewares and fans	11,9
540500	Household vacuum cleaners	8,4
540700	Household appliances, n.e.c.	174,9
550100	Electric lamp bulbs and tubes	0,9
550200	Lighting fixtures and equipment	1,6
550300	Wiring devices	0,0
560100	Household audio and video equipment	34,0
560200	Prerecorded records and tapes	1,8
560300	Telephone and telegraph apparatus	10,9
560500	Communication equipment	9,2
570300	Other electronic components	0,4
580100	Storage batteries	2,0
580200	Primary batteries, dry and wet	2,1
580600	Magnetic and optical recording media	0,8
590100	Truck and bus bodies	8,3
590200	Truck trailers	4,4
590301	Motor vehicles and passenger car bodies	406,0
590302	Motor vehicle parts and accessories	10,4
600100	Aircraft	15,3

	600200	Aircraft and missile engines and engine parts	7,8
	610100	Ship building and repairing	1,4
	610200	Boat building and repairing	4,1
	610500	Motorcycles, bicycles, and parts	19,3
	610601	Travel trailers and campers	1,8
	610603	Motor homes	2,2
	610700	Transportation equipment, n.e.c.	2,7
	620101	Search and navigation equipment	21,0
	620700	Watches, clocks, watchcases, and parts	1,3
	621100	Instruments to measure electricity	11,4
	630200	Ophthalmic goods	32,4
	630300	Photographic equipment and supplies	12,0
	640101	Jewelry, precious metal	9,4
	640102	Jewelers' materials and lapidary	6,3
	640104	Silverware and plated ware	0,5
	640105	Costume jewelry	2,3
	640200	Musical instruments	0,0
	640301	Games, toys, and children's vehicles	8,5
	640302	Dolls and stuffed toys	1,4
	640400	Sporting and athletic goods, n.e.c.	27,6
	640501	Pens, mechanical pencils, and parts	0,9
	640502	Lead pencils and art goods	0,4
	640503	Marking devices	0,0
	640504	Carbon paper and inked ribbons	0,1
	640700	Fasteners, buttons, needles, and pins	0,1
	640800	Non durable household goods / Brooms and brushes	99,9
	641100	Signs and advertising specialties	3,4
	130500	Small arms	2,8
	130600	Small arms ammunition	2,1
SERVICES	40001	Agricultural, forestry, and fishery services	0,0
	120101	Maintenance and repair of farm and nonfarm residential structures	51,4
	660100	Telephone, telegraph communications, and communications services n.e.c.	374,0
	660200	Cable and other pay television services	51,3
	670000	Radio and TV broadcasting	6,0
	700100	Banking	172,3
	700200	Credit agencies other than banks	41,2
	700300	Security and commodity brokers	23,2
	700400	Insurance carriers	532,8
	710201	Real estate agents, managers, operators, and lessors	99,3
	720101	Hotels	236,7
	720201	Laundry, cleaning, garment services, and shoe repair	20,4
	720202	Funeral service and crematories	4,1
	720203	Portrait photographic studios, and other miscellaneous personal services	57,9
	720204	Electrical repair shops	22,8
	720205	Watch, clock, jewelry, and furniture repair	33,8
	720300	Beauty and barber shops	114,2
	730101	Miscellaneous repair shops	3,3
	730102	Services to dwellings and other buildings	3,4

730103	Personnel supply services	1,8
730106	Detective and protective services	1,5
730107	Miscellaneous equipment rental and leasing	39,5
730108	Photofinishing labs and commercial photography	8,5
730109	Other business services	59,8
730200	Advertising	0,4
730301	Legal services	23,4
730302	Engineering, architectural, and surveying services	8,6
730303	Accounting, auditing and bookkeeping, and miscellaneous services, n.e.c.	1,2
740000	Eating and drinking places	845,4
750001	Automotive rental and leasing, without drivers	120,4
750002	Automotive repair shops and services	525,0
750003	Automobile parking and car washes	35,4
760101	Motion picture services and theaters	16,5
760102	Video tape rental	13,6
760201	Theatrical producers (except motion picture), bands, orchestras and entertainers	13,9
760202	Bowling centers	2,9
760203	Professional sports clubs and promoters	5,8
760204	Racing, including track operation	8,4
760205	Physical fitness facilities and membership sports and recreation clubs	28,0
760206	Other amusement and recreation services	240,5
770100	Doctors and dentists	0,0
770200	Hospitals	0,0
770301	Nursing and personal care facilities	126,1
770303	Other medical and health services	329,5
770304	Veterinary services	31,9
770401	Elementary and secondary schools	26,0
770402	Colleges, universities, and professional schools	72,4
770403	Private libraries, vocational schools, and educational services, n.e.c.	23,7
770501	Business associations and professional membership organizations	1,9
770502	Labor organizations, civic, social, and fraternal associations	8,7
770503	Religious organizations	16,5
770504	Other membership organizations	11,7
770600	Job training and related services	6,9
770700	Child day care services	40,3
770800	Residential care	34,8
770900	Social services, n.e.c.	85,9
780100	Postal Service	25,0

*Les données de consommation des ménages français sont issues des comptes nationaux annuels sur la consommation finale effective pour l'année 2010²⁴. Ces données sont classées conformément à la nomenclature COICOP (Classification des fonctions de consommation des ménages). Afin de pouvoir les connecter à la base de données US Input Output (nommée CEDA²⁵, Comprehensive Environmental Data Archive), plusieurs traitements ont dû être effectués.

²⁴ <http://www.bdm.insee.fr/bdm2/choixCriteres.action?codeGroupe=1353&codeRetour=2>

²⁵ Suh, S., 2004. Comprehensive Environmental Data Archive (CEDA) 3.0 User's guide. Leiden, The Netherlands.

Premièrement, la nomenclature COICOP est plus agrégée que celle utilisée dans la base de données US IO. Cette dernière est basée sur la classification des secteurs industriels qui est fournie par le bureau américain des analyses économiques (US Bureau of Economic Analysis), et qui regroupe 480 produits contre une centaine dans la nomenclature COICOP. Une table de correspondance développée dans le cadre du projet EIPRO²⁶ a donc été utilisée pour désagréger les données issues de la nomenclature COICOP, et les répartir entre les différentes catégories de la base de données US IO.

Deuxièmement, les données issues des comptes nationaux sont en euros de l'année 2010 alors que la base de données US IO utilise des données en dollars pour l'année 1998. Il a donc été nécessaire d'effectuer la conversion des euros 2010 vers dollars 1998.

Dernièrement, les données COICOP sont des prix à la consommation, alors que les tables input output utilisent des prix à la production. La table de conversion utilisée dans le projet EIPRO a également été mobilisée pour effectuer cette dernière étape de traitement de données.

Annexes - Tableau 3 Précisions sur les données utilisées pour la consommation énergétique des logements (résidences principales et secondaires) sur le territoire du Bassin de Thau pour l'année 2010 (*Sogreah, 2011. Etude énergétique de la région Languedoc Roussillon – Secteur résidentiel. Rapport, 80 p.).

kWh/logement.an*		<1975	1975-1982	1982-1989	>1990
Résidence principale	Maison	19878	17955	16527	16797
	Appartement	11157	10173	9096	9035
Résidence secondaire	Maison	3704	3338	3076	3138
	Appartement	1945	1781	1594	1578

Annexes - Tableau 4 Précisions sur le mix énergétique utilisé par les logements sur le territoire du Bassin de Thau pour l'année 2010 (*Sogreah, 2011. Etude énergétique de la région Languedoc Roussillon – Secteur résidentiel. Rapport, 80 p.).

	Composition du mix énergétique*
Electricité (France)	40,50%
Gaz	31,50%
Fuel	17%
Bois	11%

²⁶ Tukker, A., Huppes, G., Guinée, J., Heijungs, R., de Koning, A., Van Oers, L., Suh, S., Geerken, T., Van Holderbeke, M., Jansen, B., Nielsen, P., 2006. Environmental Impact of Products (EIPRO): Analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25.

Annexes - Tableau 5 Données utilisées pour les activités de production sur le territoire du Bassin de Thau pour l'année 2010.

<u>Secteurs</u>	<u>Activités inventoriés</u>	<u>Descripteurs d'activités</u>	<u>Valeurs</u>	<u>Unités</u>
Agriculture	Céréales (Blés)	Surface: 476 ha (Rendement = 6425kg/ha)	3 058 300	kg/an
	Raisins (Vin de pays)	Surface: 4326 ha (Rendement = 8910kg/ha)	38 544 660	kg/an
	Raisins (AOC)	Surface: 1600 ha (Rendement = 5060 kg/ha)	8 096 000	kg/an
	Tournesols	Surface: 40 ha (Rendement = 3151 kg/ha)	126 040	kg/an
	Vergers (Pommes)	Surface: 38 ha (Rendement = 43750 kg/ha)	38	ha/an
	Maraîchage (Tomates)	Surface: 78 ha (Rendement = 93875 kg/ha)	78	ha/an
	Foins	Surface: 816 ha (Rendement = 3000 kg/ha)	2 448 000	kg/an
	Volailles	Production annuelle	60 000	Animaux/an
Aquaculture - Pêche	Conchyliculture	Production annuelle	21 600	t/an
	Petite pêche	Nombre de bateaux	285	
	Chalutiers	Nombre de bateaux	27	
	Thoniers	Nombre de bateaux	12	
Carrières	Bauxite	Volume prélevé annuel maximal	130 000	t/an
	Calcaire	autorisé	1 000 000	t/an
Industries manufacturières – Installations Classées pour la Protection de l'Environnement	Cimenterie	Production maximale autorisée	670 000	t/an
	Centrales d'enrobage		522 000	t/an
	Usine de production de films adhésifs		5 090	t/an
	Usine de production de résine		5	t/j
	Usine de production de polymères		7,4	t/j
	Usine de production d'agents de vulcanisation		5 000	t/an
	Usine de production d'engrais azotés		250 000	t/an
	Usine de production d'engrais phosphatés		200 000	t/an
	Usine de production d'huile		300	t/j
	Usine de production de diester		600	t/j
	Vinification		149 500	hl
	Mise en bouteille		1 100 000	hl
Autres industries manufacturières	Industries alimentaires	Estimation du chiffre d'affaire annuel par secteur industriel	36 094 436	\$1998 /an
	Fabrication de boissons		563 176	
	Fabrication de textiles		3 177 527	
	Industrie de l'habillement		539 871	
	Industrie du cuir et de		771 244	

	la chaussure			
	Travail du bois		5 268 061	
	Industrie du papier et du carton		9 318 757	
	Imprimerie		4 106 229	
	Fabrication de produits en caoutchouc et en plastique		1 355 754	
	Fabrication d'autres produits minéraux non métalliques		10 649 891	
	Fabrication de produits métalliques		30 002 937	
	Fabrication de meubles		2 226 115	
	Autres industries manufacturières		3 468 238	
	Fabrication de produits informatiques		1 177 772	
	Fabrication d'équipements électriques		193 546	
	Fabrication de machines et équipements		14 102 217	
	Industrie automobile		662 513	
	Fabrication d'autres matériels de transport		531 424	
	Réparation et installation de machines et équipements		29 638 040	
	Industrie chimique		8 291 244	
	Industrie pharmaceutique		5 173 845	
Energie	Eolienne	Nombre d'installations	13	
	Usine de cogénération	Production maximale autorisée	425 150	GJ/an
Gestion des déchets et des eaux usées	Usine d'incinération	Tonnage annuel en entrée	39 937	t/an
	Décharge		8 142	t/an
	Tri Déchets industriels dangereux		144 092	t/an
	Tri Déchets industriel spéciaux		500	t/an
	Tri Déchets industriels banals	Quantité de DBO ₅ traité annuellement	15 000	t/an
	Stations d'épuration – Boues activées		1 840 535	kgDBO ₅ /an
	Stations d'épuration - Lagunage		1 044 751	kgDBO ₅ /an
Construction	Maisons	Surfaces construites annuellement	55 139	m ² /an
	Appartements		42 849	m ² /an
Services présentsiels	Magasins d'électroménagers	Nombre de commerces	19	

Boulangeries		124	
Boucheries - Charcuteries		52	
Magasins de vêtements		158	
Grandes surfaces de bricolage		22	
Droguerie, quincaillerie, bricolage		50	
Poissonneries		46	
Fleuristes		30	
Magasins de meubles		30	
Epicerie - supérettes		82	
Magasins d'équipements du foyer		24	
Hypermarchés		2	
Horlogerie - Bijouteries		15	
Librairie – papeterie - journaux		48	
Magasins d'optique		12	
Parfumeries		7	
Magasins de chaussures		14	
Magasins d'articles de sports et de loisirs		33	
Supermarchés		17	
Maternelles	Nombre d'établissements	29	
Ecoles élémentaires		41	
Collèges		11	
Lycées Généraux		3	
Lycées professionnels		4	
Centre d'accueil pour adultes handicapés	Nombre d'établissements	6	
Centres d'accueil pour enfants handicapés		2	
Maisons de retraites		18	
Hôpitaux		8	
Thermalisme		1	
Réparation auto et matériel agricole	Nombre d'établissements	142	
Banques		63	
Soins de beauté		86	
Location auto- utilitaires légers		8	
Ecoles de conduite		23	
Pompes funèbres		20	
Coiffeurs		190	
Relais – Permanences		2	

	pôle emploi			
	Blanchisseries - Teintureries		26	
	Contrôles techniques automobiles		12	
	Polices		4	
	Postes		21	
	Agences immobilières		179	
	Restaurants		547	
	Agences de travail temporaire		11	
	Trésoreries		5	
	Vétérinaires		16	
	Athlétisme	Nombre d'équipements	3	
	Boulodromes		19	
	Cinémas		4	
	Terrains de grands jeux		23	
	Salles et terrains multisports		26	
	Rollers, skates, vélos bicross ou « freestyle »		10	
	Salles ou terrains spécialisés		37	
	Bassins de natation		4	
	Tennis		21	
	Médical et paramédical	Nombre de praticiens	930	
Services non présentiels	Commerces de gros	Nombre d'employés par type de services non présentsiels	1 524	
	Editions		50	
	Production de films		16	
	Programmation et diffusion		5	
	Programmation, conseil et autres activités informatiques		45	
	Services d'information		5	
	Activités juridiques et comptables		273	
	Conseils de gestion		87	
	Activités d'architecture et d'ingénierie		340	
	Recherche			
	Développement Scientifique		45	
	Publicité et études de marché		109	
	Autres activités spécialisées, scientifiques et		6	

	techniques			
	Activités de location		80	
	Activités liées à l'emploi		140	
	Enquête et sécurité		69	
	Services relatifs aux bâtiments et aménagement paysager		367	
	Activités administratives		141	
Logistique et transport	Activités portuaires – Dépôt d'hydrocarbure liquide	Capacité de stockage	860 000	m ³
	Activités portuaires – Gestion des vracs liquides		1 829 130	t/an
	Activités portuaires – Gestion des vracs solides	Tonnes manutentionnées	1 092 047	t/an
	Activités portuaires- gestion des marchandises diverses		474 524	t/an
	Activités portuaires – Transport de passagers (Ferry)	Nombre annuel de passagers	212 364	
		Longueur de la portion d'autoroute sur le territoire	45	km
		Estimation du nombre annuel moyen de passagers empruntant l'autoroute	12 275 000	
		Estimation de la quantité annuelle moyenne de marchandises qui transitent	24 985 000	t/an
		Longueur de la portion de voies ferrées sur le territoire	50	km
	Train	Estimation du nombre annuel moyen de passagers transitant sur le territoire	3 375 000	

Résumé

Depuis l'entrée en vigueur de la directive européenne sur l'Evaluation Environnementale Stratégique (Directive 2001/42/CE), tous les plans et programmes en lien avec l'aménagement de territoires doivent être soumis à une évaluation environnementale *ex ante*. Cependant, il n'existe pas de démarche formalisée permettant de réaliser de telles évaluations. Ce travail de thèse propose donc d'élaborer une méthodologie d'évaluation environnementale d'un territoire dans son ensemble. Dans cet objectif, la première étape du travail de thèse a consisté à identifier et analyser les différents outils et méthodes mobilisables pour conduire une évaluation environnementale de territoires. Une comparaison approfondie de ces outils a permis de mettre en avant les potentialités de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV). Toutefois, l'ACV est une approche dite « orientée produit », c'est-à-dire conçue pour évaluer l'impact d'un bien ou d'un service répondant à une fonction donnée, elle ne permet pas en tant que telle l'analyse d'un territoire dans son ensemble. Le cœur de la thèse s'articule donc autour de l'adaptation du cadre méthodologique de l'ACV pour mettre en œuvre des ACV dites « territoriales ». Quatre obstacles méthodologiques ont été identifiés et des propositions ont été formulées afin de les lever un à un, i.e. (i) définir l'unité fonctionnelle, (ii) déterminer les frontières du système, (iii) collecter les données et (iv) quantifier des indicateurs pertinents dans un contexte d'aide à la décision local. Une des principales adaptations proposée concerne la prise en compte du caractère multifonctionnel d'un territoire. Les diverses fonctions du territoire ne sont plus une donnée d'entrée du système étudié comme dans une ACV classique (à travers la définition de l'unité fonctionnelle), mais sont désormais le résultat d'un processus d'évaluation qui quantifie concomitamment des services rendus et des impacts environnementaux. Cette méthode d'analyse ayant été élaborée, nous l'avons appliquée à un cas d'étude, le territoire du Bassin de Thau, situé en France sur le littoral méditerranéen, afin d'analyser l'intérêt (méthode d'évaluation transversale, multicritère et globale), la faisabilité (en termes de collecte de données) et la robustesse (sensibilité à la méthode d'évaluation des impacts) d'une telle démarche.

Mots clés : Analyse du Cycle de Vie (ACV), Aménagement du territoire, Production, Consommation, Impacts environnementaux, Multifonctionnalité, Services rendus, Eco-efficacité, ACV des processus, ACV Input Output, Système d'Information Géographique (SIG)

Abstract

Since the implementation of the European directive (EC/2001/42) on strategic environmental assessment, an *ex ante* evaluation is required for all plans and programmes related to land planning issues. However, there is no uniform methodology available to conduct such assessment. In order to tackle this issue, the task accomplished during this PhD is the development of an environmental assessment method of a territory as a whole. The first step has been to identify and analyze different tools and methods used to perform the environmental assessment of territories in order to compare them. The results show that Life Cycle Assessment (LCA) is the most promising tool even if it is a “product-oriented” tool (i.e. designed to assess the environmental impacts of good or service that meets the requirements of a given function). Thus, our main contribution was to adapt the LCA framework to territorial systems and create a new approach, called “territorial LCA”. Four major methodological bottlenecks have been identified and proposals have been made to overcome them, i.e., (i) functional unit definition, (ii) boundary selection, (iii) data collecting, and (iv) the refinement of the Life Cycle Impact Assessment phase in order to provide useful indicators for decision making in a local context. One of the main adaptations is the territorial multifunctionality consideration. The various functions provided by a territory are not an input of the studied system like in a conventional LCA (through the functional unit definition), but are now the results of an assessment method which provides two kinds of indicators, i.e. indicators of services provided by the territory (land use functions) and indicators of environmental impacts generated by the territory. The last step was to implement the territorial LCA framework on a case study, the territory of Bassin de Thau, located on the French mediterranean coast, in order to evaluate its interest (assessment method that is transversal, multicriteria and global), its feasibility (regarding data collection) and its robustness (sensitivity to the environmental impact assessment method).

Key words: Life Cycle Assessment (LCA), Land planning, Production, Consumption, environmental impacts, Multifunctionality, Services provided, Eco-efficiency, Process-based LCA, EIO-LCA, Geographical Information System (GIS)