

L'application de l'analyse de cycle de vie (ACV) aux systèmes biotechniques complexes : quels fronts de science ? ^{(1) (2)}

Par Véronique BELLON-MAUREL*, Cécile BESSOU**, Guillaume JUNQUA***, Laurent LARDON****, Éléonore LOISEAU*, Catherine MACOMBE*, Eva RISCH* et Philippe ROUX*

La dernière décennie a vu l'analyse du cycle de vie (ACV) s'imposer comme cadre méthodologique de référence pour l'évaluation quantitative des impacts environnementaux d'un produit ou d'un système de production. Bien que déjà largement utilisés dans les sphères économiques (éco-conception, responsabilité sociale des entreprises) et politiques (éco-étiquetages), le cadre méthodologique et les outils de l'ACV sont toujours un vaste objet d'étude pour la communauté scientifique. Cet article décrit un grand nombre des fronts de sciences de cette communauté et la manière dont le pôle de recherche français ELSA les aborde.

Introduction

L'analyse de cycle de vie (ACV), dont le cadre est normalisé (ISO 14040), est une méthode d'évaluation environnementale largement employée dans le monde industriel. Cette méthode est organisée en quatre phases : la définition des objectifs et du contour de l'étude, l'inventaire des émissions polluantes et des consommations du système étudié, la conversion de ces données d'inventaires en impacts (gaz à effet de serre, acidification, eutrophisation, écotoxicité, etc.) et, enfin, l'interprétation. Par son approche multicritère, elle permet : a) d'identifier les principales sources d'impacts environnementaux et d'éviter les transferts de pollution liés aux différentes alternatives envisagées, b) de présenter une vision globale des impacts générés, fournissant ainsi des éléments d'aide à la décision (choix de pratiques ou d'équipements ayant un moindre impact, choix de filières de valorisation, critères d'éco-labellisation des produits...) ; elle quantifie les aspects négatifs (impacts) d'un système en regard de ses avantages (l'unité fonctionnelle, ou UF), alors que la plupart des autres méthodes ne quantifient que les aspects négatifs. En revanche, cette méthode présente encore de nombreuses lacunes méthodologiques lorsque l'on cherche à l'utiliser sur des milieux différents tels que les systèmes biotechniques (agriculture, bioprocédés) ou les systèmes territorialisés, dans des milieux connectés et non fermés, et donc difficiles à modéliser.

De nombreuses voies de recherche ont été identifiées : la modélisation des systèmes adaptée à l'ACV, la gestion des incertitudes, la construction de nouvelles chaînes de causalité sur des impacts spécifiques, le raffinement des inventaires, le couplage avec les sciences humaines et sociales

(SHS)... Ce sont des objets de recherche du pôle ELSA (*Environmental Lifecycle and Sustainability Assessment*), le premier pôle français de recherche, expertise et formation en ACV et en écologie industrielle.

La modélisation

L'inventaire des émissions (de polluants) et des consommations (de ressources) est classiquement élaboré *via* la connaissance des flux, transformés en données d'inventaire en utilisant des facteurs d'émission et/ou des bases de données (du type Ecoinvent). La construction du modèle qui permet de quantifier les flux est donc essentielle. Pour des systèmes complexes et/ou dans un contexte d'accès limité aux données, l'enjeu est de construire un modèle qui :

- ✓ a) rende compte des objets et des flux pertinents pour l'ACV, en particulier dans leur dimension temporelle,
- ✓ b) soit compatible avec les données facilement disponibles pour produire des valeurs d'inventaire aussi précises que possible,
- ✓ et, enfin, c) permette éventuellement de tester l'instanciation de plusieurs scénarios.

Bien qu'il n'y ait pas une méthode unique de construction de modèle en ACV, nous présentons ci-après quelques unes des stratégies possibles.

ACV de type hybride/multi-échelle (pour réduire l'incertitude)

La plupart des ACV appliquées aux systèmes biotechniques complexes ont pour objectif de comparer des procédés en prenant l'unité fonctionnelle (UF) pour référence. Ces

ACV dites *process* sont basées sur une description analytique du procédé. Cependant, dès que l'on travaille sur un champ plus large (celui du territoire ou celui de l'usine), l'approche analytique n'est plus possible du fait de la complexité de l'objet étudié. Les approches *input/output* [1] basées sur l'exploitation des données liées à des transactions économiques intersectorielles ont été proposées comme alternative pour cette échelle [2], mais elles se heurtent à un certain nombre de problèmes [3 ; 4]. Un autre type d'approche combinant les avantages des deux premières est donc né, les ACV hybrides [3]. Les données agrégées de l'approche *input/output* y sont remplacées, pour les flux les plus importants, par des données générées *via* des approches *process*.

C'est dans cet esprit d'ACV hybride que se situent plusieurs thèses, en cours à ELSA, qui cherchent à réaliser les ACV de fonctions attachées à des territoires et à leurs équipements. La difficulté méthodologique de ces thèses est qu'aux échelles concernées (qui vont de l'intercommunalité à la région administrative), les tableaux *input/output* ne sont pas disponibles. En fonction des systèmes étudiés, les stratégies de modélisation sont différentes. Ainsi, pour évaluer les activités dans une intercommunalité donnée, la démarche consiste à développer les approches *process* sur les activités liées aux impacts les plus sensibles pour les porteurs d'enjeux, les autres activités étant évaluées à partir de bases de données généralistes (thèse d'E. Loiseau [5]). En revanche, pour comparer des scénarios de mise en œuvre de systèmes de production/distribution d'eau sur de grands territoires, on a choisi de réaliser des ACV à faible résolution sur l'ensemble des activités du territoire et des ACV *process* sur les procédés, qui varient dans les scénarios étudiés (thèse de P. Loubet [6]). Enfin, pour l'analyse de systèmes irrigués, la démarche d'agrégation/désagrégation des données se base sur une modélisation systémique du système agricole (thèse de L. Pradeleix [7]). Dans ce dernier cas, la modélisation fait également appel à la typologie : les différentes exploitations agricoles du territoire sont regroupées en grands archétypes ayant des logiques et des activités similaires. Pour chaque archétype, quelques exploitations sont enquêtées afin de générer les inventaires. Cette méthode est particulièrement adaptée aux cas où de grands territoires doivent être étudiés, dans un contexte de rareté des données.

Des modèles dynamiques

Généralement, l'inventaire des flux est réalisé de manière statique sur la base d'un instantané de la situation du moment. Mais dès que l'on cherche à étudier des espaces en évolution (par exemple, un espace en mutation, comme une zone à réhabiliter ou un territoire en cours d'aménagement), un système fortement influencé par des facteurs externes (par exemple, des facteurs humains, dans une filière de gestion de déchets, ou des facteurs climatiques, dans un procédé agricole) ou un système dynamique, une telle stratégie atteint ses limites. Une méthodologie permettant de construire un modèle représentant cette évolution est donc nécessaire.

Une première approche consiste à construire un modèle dynamique qui rendra compte des fluctuations temporelles. A ELSA, la modélisation dynamique est l'approche choisie par le groupe Inra-LBE dans le projet Symbiose, qui concerne la production d'énergie à base de biomasse algale, tout en recyclant le CO₂ dégagé et les eaux usées [8].

Cependant, dans le cas des territoires, le modèle physique ne suffit pas : il doit être complété par des approches en sciences sociales pour comprendre l'influence des facteurs humains sur les interactions physiques, comme dans le cas de la thèse de J. Cerceau à ELSA, groupe EMA. C'est le domaine de l'écologie industrielle (EI) et territoriale, qui est porté, à ELSA, par l'EMA. L'EMA utilise l'EI pour réaliser le diagnostic des flux de matières et d'énergie, des jeux d'acteurs, des compétences et savoir-faire, et construire le modèle dynamique d'échanges de flux qui sera soumis à une ACV. L'EI est aussi utile pour optimiser le modèle en identifiant les synergies possibles entre des entreprises existantes [9] ou, *via* des activités d'intelligence territoriale, en proposant l'implantation de nouvelles activités complémentaires de celles des entreprises existantes [10].

Incertitude

L'incertitude est inhérente au cadre conceptuel de l'ACV.

En effet, d'une part, la phase d'inventaire ne prétend pas collecter les émissions réelles du cycle de vie d'un produit donné, mais fournir une estimation moyenne pour chaque procédé unitaire ; de fait, l'inventaire de chaque procédé unitaire est basé sur un échantillon supposé représentatif d'un archétype.

D'autre part, la phase d'évaluation de l'impact se base sur des macro-modèles décrivant le devenir et l'effet de molécules émises dans l'environnement et identifiées sur des échelles continentale ou mondiale.

Les émissions et les impacts associés devraient donc être considérés comme des valeurs incertaines et la comparaison de différents scénarios devrait tenir compte de ces incertitudes. Au-delà de l'optimisation de la qualité des données collectées (voir infra le chapitre « Raffinement des inventaires »), la question des incertitudes en ACV appelle des recherches sur la représentation des incertitudes et leur propagation.

Les méthodes de propagation des incertitudes utilisées jusqu'à présent en ACV reposent sur une vision probabiliste (simulation de Monte-Carlo et propagation analytique) et, de fait, elles ne distinguent généralement pas entre les différentes composantes de l'incertitude que sont la variabilité du phénomène et l'imprécision ou la fiabilité d'une information. Pour pallier cela, ELSA, *via* l'Inra-LBE, met en œuvre les distributions de possibilités (qui correspondent au formalisme flou) pour décrire explicitement la variabilité et la fiabilité d'une valeur. Cette méthode limite l'explosion de l'incertitude (voir la figure 1, pour l'impact *Réchauffement Climatique* pour la production de 1 mégajoule de diester de colza, la comparaison entre l'incertitude calculée par distribution de possibilités et l'incertitude calculée par simple propagation des bornes inférieures et supérieures) ; elle

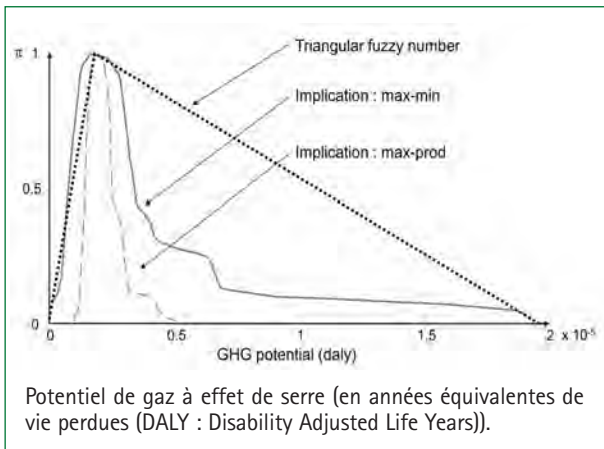


Figure 1 : Distribution de possibilités de l'impact Réchauffement climatique de la production de 1 mégajoule d'énergie par combustion de méthylester de colza.

aboutit à une incertitude totale comparable à celle obtenue par la simulation Monte-Carlo.

Pour générer les nombres flous nécessaires à cette approche, une méthode utilisant les *Data Quality Index* (DQI) (3), des bases de données internationales (Ecoinvent, ILCD), a été élaborée, qui permet d'exploiter l'ensemble des bases de données de référence pour alimenter cette méthode de calcul d'incertitude.

Développement de chaînes de causalité liées à des impacts environnementaux spécifiques

En dépit des avancées accomplies ces dernières années en ce qui concerne de nouvelles catégories d'impacts spécifiques [11 ; 12], certains impacts sont encore non ou mal représentés en ACV environnementale. Les chercheurs d'ELSA travaillent sur ces problématiques ainsi que sur la spatialisation des impacts [12 ; 13], qui permettrait de pas-

ser d'un impact potentiel à un impact probable, ce qui est indispensable pour faciliter l'aide à la décision dans le cas d'impacts locaux (eutrophisation, écotoxicité).

Réviser la phase d'inventaire pour les pesticides

Actuellement, l'inventaire du cycle de vie (ICV) ne prend pas en compte les nombreux phénomènes qui se produisent sur une parcelle et qui sont responsables de la répartition d'une pollution dans les différents compartiments de l'environnement : l'eau, l'air et le sol (voir la figure 2 pour les pesticides). Or, cette répartition est essentielle pour fournir des entrées correctes à la phase suivante de calcul des impacts (ACVI), qui appelle des modèles à l'échelle continentale [16]. Le groupe Irstea-ITAP D'ELSA travaille sur la modélisation de la répartition à l'échelle de la parcelle à partir des travaux de l'équipe Pulvérisation agricole d'Irstea (voir par exemple [14]) et de l'université de Radboud Nijmegen (Pays-Bas), ainsi que sur l'articulation ICV/ACVI.

Des impacts spécifiques nouveaux : sea-use, substances émergentes...

De nouveaux impacts spécifiques doivent être créés soit du fait d'usages nouveaux de ressources existantes (comme la mer), soit de l'émergence de nouveaux polluants (comme les micropolluants).

A ELSA groupe Supagro, Langlois et al. [15] se basent sur le cadre de l'impact *land-use* et des indices, tels que le NPP (*Net Production Potential*) (*net carbon uptake of the ecosystem*) et le FI (*Fishing Intensity Index*), pour élaborer un impact *mid-point "sea-use"* qui permettrait d'évaluer des activités marines, telles que les constructions *off-shore*, la marine, l'aquaculture et la pêche.

En ce qui concerne les micropolluants, le pôle ELSA (groupe Irstea-ITAP) a engagé des travaux pour mieux caractériser la toxicité de ces substances émergentes, dans

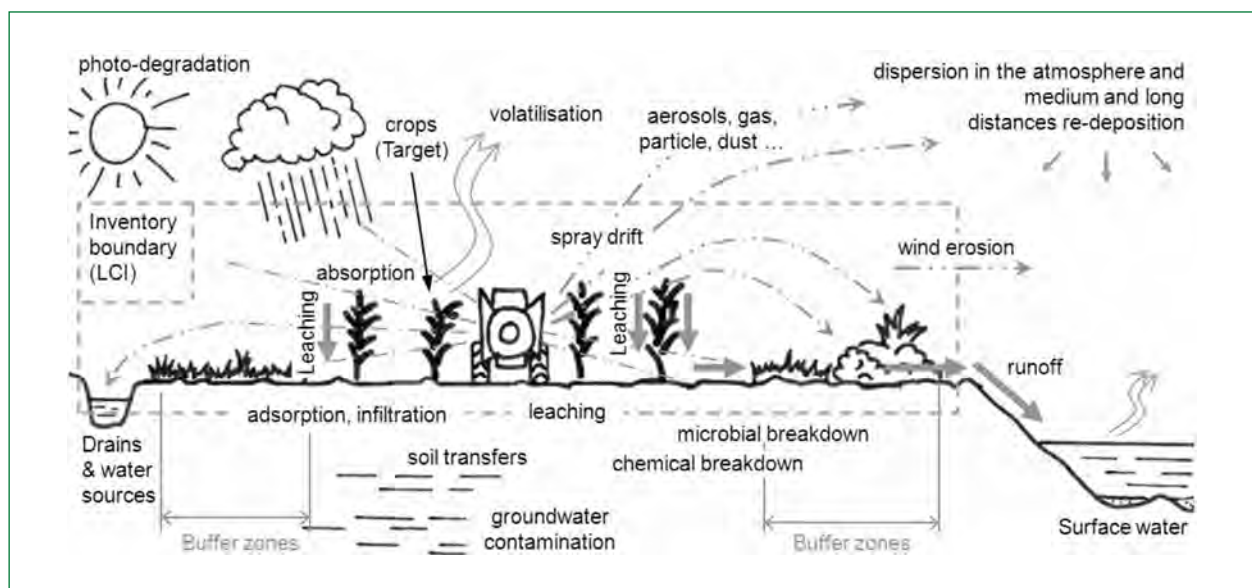


Figure 2 : Les transferts des pesticides dans l'air, le sol et l'eau (source : Irstea).

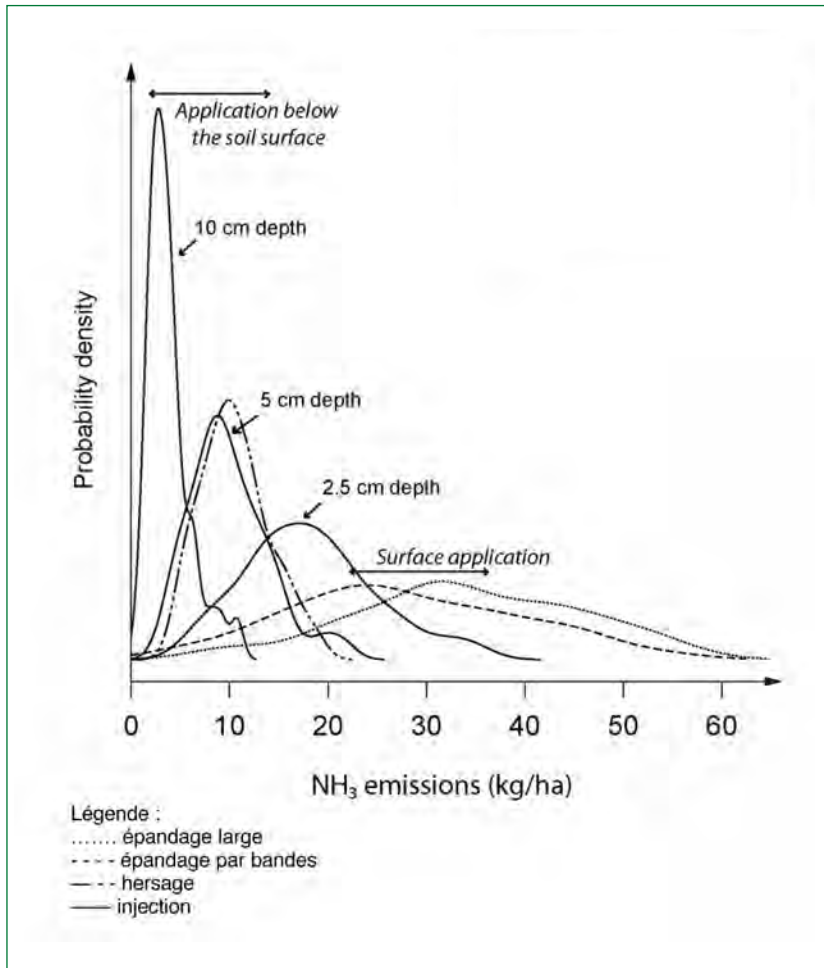


Figure 3 : Distribution de probabilités d'émission de gaz ammoniac en fonction de la technologie utilisée pour l'épandage d'engrais azotés.

le cadre de la méthode USEtox retenue par l'UNEP-SETAC [16], et il pourra ainsi prochainement évaluer les performances environnementales de traitements tertiaires des eaux usées ayant un effet sur ces substances. Il reste aussi un champ considérable (et quasi vierge) de recherches sur les effets combinés des substances (effets « cocktail ») et la résilience des milieux récepteurs.

Le raffinement des inventaires

La disponibilité des données est souvent le facteur limitant pour la réalisation d'ACV de produits agricoles, car les systèmes de production agricole sont très diversifiés et sensibles aux conditions pédoclimatiques. Les interactions entre milieux, processus biogéochimiques et pratiques agricoles entraînent des émissions très variables dans l'espace et le temps. Les inventaires d'émissions au champ sont, par défaut, essentiellement basés sur des modèles statistiques [17] ou sur des modèles opérationnels simplifiés (par exemple, SALCA - *Swiss Agricultural Life Cycle Assessment*). Pour les cultures tropicales, à la fois plus diversifiées que celles des zones tempérées et d'autant moins bien caractérisées, ces difficultés sont exacerbées : les données primaires manquent dans tous les domaines, aussi bien pour les systèmes de culture que pour les processus industriels amont ou aval ; le développement de modèles agro-éco-systémiques spécifiques pour les tropiques est moins avancé ; enfin, les

modèles statistiques de l'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) utilisés en ACV sont, pour l'essentiel, basés sur des données issues de zones tempérées, si bien que leur validité en contexte tropical n'est pas assurée.

Les approches mises en œuvre par ELSA pour pallier ces écueils sont décrites ci-dessous.

Des modèles pour générer des données

Une première solution consiste à recourir à la simulation *via* des modèles mécanistes d'agro-écosystèmes pour mieux appréhender quelles sont les émissions significatives et comment se structure leur variabilité par rapport aux différents archétypes de cultures. Outre la génération de données d'inventaire, cette méthode permet d'offrir une meilleure compréhension des systèmes de production *via* la description de scénarios contrastés et l'identification des limites des systèmes étudiés. Cette stratégie a été mise en œuvre, à ELSA, par B. Langevin (Irstea-ITAP), qui, dans sa thèse sur l'étude de la fonction d'épandage [18], a élaboré un modèle dans lequel il est possible d'implémenter différents scénarios pédoclimatiques et technologiques (par exemple, en fonction du poids de l'épandeur, du type d'épandage...) pour analyser la variabilité des émissions de NH_3 , de NO_3 et de N_2O . Des variations comparables à celles rapportées dans la bibliographie ont été obtenues et les sources de variabilité ont été identifiées (voir la figure 3).

Collecter des données expérimentales

Une autre voie pour mieux appréhender la diversité des systèmes de cultures est de collecter des données de terrain pour enrichir les bases de données existantes et améliorer les modèles d'émissions [19], notamment en milieu tropical [20 ; 21]. L'Inra et le Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (Cirad) se sont récemment engagés dans cette voie de la génération de données ACV qualifiées à partir de leurs recherches en agronomie, complétant ainsi d'autres travaux, plus spécifiques, du Cirad sur les cultures pérennes, les systèmes agro-forestiers ou les systèmes agricoles innovants [22]. Citons aussi la participation D'ELSA (groupe Cirad) au projet Agri-Balyse [23] (financé par l'Ademe), qui vise à développer une base d'inventaire française en matière d'ACV dans l'objectif de l'affichage environnemental des produits alimentaires de grande consommation.

Usage de TICs et des données de traçabilité pour générer des inventaires

Une autre stratégie, également proposée par ELSA [24], est de faire bénéficier l'ACV du recueil de données effectué dans le cadre de la traçabilité des productions agricoles et alimentaires, que celle-ci soit obligatoire (« paquet hygiène ») [25] ou volontaire (cahiers des charges d'acheteurs, labels, subventions PAC). La traçabilité est un gisement de données primaires extraordinaire qu'il s'agit ensuite de transformer en données d'inventaires en utilisant les modèles IPCC ou des modèles biophysiques d'émissions. Cette approche a été évaluée plus spécifiquement dans le cadre de la viticulture [26] : les deux tiers des données opérationnelles (les plus difficiles à collecter) nécessaires à la génération d'un inventaire sont déjà acquises *via* la traçabilité. Le développement des TICs (en particulier des smart-phones : + 150 % en agriculture entre 2009 et 2010, selon [27]) facilitera la saisie d'informations et la possibilité de générer des inventaires pour des conditions pédoclimatiques variées, pour un effort marginal restreint.

Le lien avec les sciences humaines et sociales (SHS)

Des passerelles existent entre les ACV environnementale et les sciences humaines et sociales (SHS). Nous en citons deux.

ACV environnementale et décision

Tout d'abord, une convergence entre les sphères sociale et environnementale en matière d'ACV est rencontrée, en ACV environnementale, lorsque les objets étudiés concernent des groupes sociaux (en opposition avec l'ACV orientée produits, dont les résultats s'adressent à des spécialistes de l'éco-conception). Au début de la procédure,

les SHS sont nécessaires pour mieux définir le contour de l'étude et l'UF. Si les UF simples que l'on rencontre en production (produire un mégajoule d'énergie, une tonne de riz, potabiliser un mètre-cube d'eau...) pouvaient se définir sans cette précaution, il n'en est pas de même dès lors que les systèmes étudiés sont multifonctionnels (comme des territoires, des zones d'activité ou, plus généralement, des systèmes multi-acteurs), et cela soulève de nouvelles questions de recherche. La démarche proposée par ELSA est de définir, avec les porteurs d'enjeux, un vecteur d'UF multiple, dont les valeurs seront renseignées par le modèle du système ou par les spécialistes qui génèrent les scénarios à modéliser. De même, à la fin de l'ACV, les résultats qui se présentent sous la forme de vecteurs d'impacts *mid-point* ou *end-point* ne peuvent pas être présentés au public sans certaines précautions. Les recherches en SHS sont alors convoquées pour étudier – et faire réussir – l'appropriation sociale de ces résultats par les acteurs, par exemple, *via* des débats publics [28 ; 29].

Vers les ACV sociales

Enfin, les méthodologies d'ACV environnementale doivent guider le développement de méthodes d'évaluation équivalentes, cette fois-ci dans la sphère sociale. Face au succès des ACV environnementales, les décideurs ont appelé de leurs vœux une méthode pour évaluer les impacts sociaux du fonctionnement des chaînes de produits et services [30]. Devant cet engouement et face aux enjeux financiers en cause, des outils (voir par exemple [31]) ont été élaborés dans l'urgence, en s'inspirant des travaux sur la responsabilité sociale de l'entreprise (RSE), pour décrire la « performance sociale » d'une chaîne de valeur à l'aide d'un ensemble d'indicateurs d'état. Mais ces tentatives présentent deux grandes failles : 1) elles ne permettent pas la prévision et 2) les rapports entre les indicateurs (statiques) et les impacts sociaux sont inconnus. Pour résumer, cette approche ne permet pas de voir qu'un scénario B va causer des transferts d'impacts sociaux par rapport au scénario A de production d'un même bien, ce qui est absolument contraire à l'esprit ACV. Tandis que les outils soi-disant estampillés « ACV sociale » se multipliaient, des chercheurs (voir par exemple [32 ; 34]) ont initié une approche radicalement différente, celle des *pathways* ou *chaînes de causalité*, ces relations scientifiques entre certaines variables liées aux conditions de production d'un bien (par exemple, la valeur ajoutée locale produite chaque année) et le niveau d'un impact social (variation des niveaux de santé, de mortalité infantile, de pouvoir de négociation, etc.). Les travaux français du groupe ACV sociale de Montpellier (ELSA et UMI) s'inscrivent dans cette lignée en suivant deux directions : a) la description et la délimitation des systèmes de produits générateurs d'impacts sociaux, à l'instar de [35], et b) la création de *pathways* par l'adaptation aux besoins de la méthode ACV de relations établies dans la littérature scientifique (en économie, en épidémiologie, en psychologie du travail, etc.).

Conclusion

Les différentes voies de recherche décrites plus haut, explorées par le pôle de recherche ELSA (www.ELSA-lca.org/), sont en concordance avec les questions de recherche traitées au niveau international. Ce pôle, aujourd'hui fort de plus de 25 personnes, auxquelles s'ajoutent des chercheurs associés, a été construit sur le modèle du Centre interuniversitaire de recherche canadien sur le cycle de vie des produits, procédés et services (Ciraig), c'est-à-dire en associant chercheurs, enseignants-chercheurs et ingénieurs de différents organismes de recherche et d'enseignement supérieur : IRSTEA (Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement), l'Inra, Montpellier Supagro, l'École des Mines d'Alès (Ema) et le Cirad (ex-Cemagref). Les champs d'étude couvrent la production agricole, la biomasse alimentaire, la chimie verte, la production et l'utilisation de biomasses à vocation énergétique, la gestion de l'eau et des déchets, l'aménagement des territoires, les filières agroalimentaires, etc.

Le réseau ELSA s'est étendu au niveau national (chercheurs Inra et Cemagref, alliance pour l'environnement Allenvi) et à l'international (via le projet Feder Ecotech-Sudoe (Réseau international en ACV et écologie industrielle pour des écotecnologies innovantes, voir le site : www.ecotech-sudoe.fr/). Du fait du caractère très pluridisciplinaire des recherches en ACV, un fonctionnement en réseau s'avère indispensable ; nous invitons donc tous les chercheurs concernés par les thématiques que nous avons évoquées ici à rejoindre le réseau ELSA.

Notes

* Irstea - UMR ITAP, Montpellier Supagro - 2 place Viala - 34000 Montpellier.

** Cirad - Persyst - Boulevard de la Lironde - 34398 Montpellier Cedex 5.

*** EMA, LGEI - 6, Avenue de Clavières - 30319 Alès Cedex.

*** Inra - LBE - avenue des Étangs - 11100 Narbonne.

(1) Pôle ELSA, Environmental Life Cycle and Sustainability Assessment.

(2) Remerciements : les auteurs remercient les autres membres du pôle ELSA pour leurs conseils, ainsi que la Région Languedoc-Roussillon et le programme FEDER Interreg IV (projet Ecotech-Sudoe) pour leur soutien financier.

(3) Valeur décrivant l'adéquation du jeu de données au prototype décrit, ainsi que sa qualité.

Bibliographie

- [1] SUH (S.) & NAKAMURA (S.), "Five years in the area of input-output and hybrid LCA", *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12 (6), pp. 351-352, 2007.
- [2] FINNVEDEN (G.), HAUSCHILD (M. Z.), EKVALL (T.), GUINÉE (J.), HEIJUNGS (R.), HELLWEG (S.), KOEHLER (A.), PENNINGTON (D.) & SUH (S.), "Recent developments in Life Cycle Assessment", *Journal of Environmental Management*, 91 (1), pp. 1-21, 2009.
- [3] SUH (S.), LENZEN (M.), TRELOAR (G. J.), HONDO (H.), HORVATH (A.), HUPPES (G.), JOLLIET (O.), KLANN (U.), KREWITT (W.), MORIGUCHI (Y.),

MUNKSGAARD (J.) & NORRIS (G.), "System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories Using Hybrid Approaches", *Environmental Science and Technology*, 38 (3), pp. 657-664, 2004.

[4] HEINONEN (J.), KYRÖ (R.) & JUNNILA (S.), "Dense downtown living more carbon intense due to higher consumption: A case study of Helsinki", *Environmental Research Letters* 2011, 6 (3), 2011.

[5] LOISEAU (E.), BELLON-MAUREL (V.), ROUX (J.) & JUNQUA (G.), "Is there a tool to perform an environmental assessment of a territory? Poster presentation", in *Ecotech&Tools - Environmental and Integrated Assessment of Complex Systems- Biosystems, Water, Land management*, 30 novembre-2 décembre 2011, Montpellier, France, 2011.

[6] LOUBET (P.) & BAYART (J. B.), "Measuring the Water Impact Index of a drinking water service. Poster presentation", in *Ecotech&Tools - Environmental and Integrated Assessment of Complex Systems- Biosystems, Water, Land management*, 30 novembre - 2 décembre 2011, Montpellier, France, 2011.

[7] PRADELEIX (L.), "How to conduct the Life Cycle Assessment of a whole irrigated territory? Is the current LCA methodology able to account for the environmental impacts generated at the territorial scale of complex agricultural systems? Flash Presentation", in *Ecotech&Tools - Environmental and Integrated Assessment of Complex Systems- Biosystems, Water, Land management*, 30 novembre - 2 décembre 2011, Montpellier, France, 2011.

[8] COLLET (P.), HÉLIAS (A.), LARDON (L.) & STEYER (J. P.), *Time and life-cycle assessment: how to take time into account in the inventory step?*, Towards Life Cycle Sustainability Management, Berlin, GE, 2011, Finkbeiner, M. Eds. Springer, pp. 119-130, 2001.

[9] CERCEAU (J.), JUNQUA (G.), GONZALEZ (C.), LOPEZ-FERBER (M.) & MAT (N.), *Industrial ecology and the building of territorial knowledge: DEPART, a French Research Action Program Implemented in Harbor Territories*, 13-15 January 2012, oral communication in Asia Pacific Business Innovation & Technology Management International Conference, Pattaya, Thailand, 2012.

[10] JUNQUA (G.) & MOINE (H.), « Utilisation de l'écologie industrielle et de l'intelligence économique territoriale pour le développement durable d'une zone industrialo-portuaire », *Déchets Sciences et Techniques*, 46, pp. 19-23, 2007.

[11] NUÑEZ (M.), CIVIT (B.), MUÑOZ (P.), ARENA (A. P.), RIERADEVALL (J.) & ANTÓN (A.), "Assessing potential desertification environmental impact in life cycle assessment: Part 1: Methodological aspects", *International Journal of Life Cycle Assessment*, 2010, 15 (1), pp. 67-78, 2010.

[12] PFISTER (S.), KOEHLER (A.) & HELLWEG (S.), "Assessing the environmental impacts of freshwater consumption", in *LCA. Environmental Science and Technology*, 43 (11), pp. 4098-4104, 2009.

[13] POTTING (J.) & HAUSCHILD (M. Z.), "Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment: A decade of method development to increase the environmental realism of LCA", *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11, pp. 11-13, 2006.

[14] GIL (Y.), SINFORT (C.), BRUNET (Y.), POLVECHE (V.) & BONICELLI (B.), "Atmospheric loss of pesticides above an artificial vineyard during air-assisted spraying", *Atmospheric Environment*, 41 (14), pp. 2945-2957, 2007.

[15] LANGLOIS (J.), HÉLIAS (A.), DELGENES (J.-P.) & STEYER (J.-P.), *Review on land use considerations in life cycle assessment: methodological perspectives for marine ecosystems*, Towards Life Cycle Sustainability Management, FINKBEINER (M.), Eds. Springer, pp. 85-96, 2011.

[16] 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.), VAN de MEENT (D.) & HAUSCHILD (M. Z.),

- "USEtox- the UNEP-SETAC toxicity model: Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment", *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13, pp. 532-546, 2008.
- [17] IPCC *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, National Greenhouse Gas Inventories Programme, IGES, Japan, 2006.
- [18] LANGEVIN (B.), LARDON (L.) & BASSET-MENS (C.), *The use of models to account for the variability to agricultural data*, Towards life cycle sustainability management, Berlin, GE, pp. 301-308, 2001.
- [19] BESSOU (C.), *Greenhouse gas emissions of biofuels, Improving Life Cycle Assessments by taking into account local production factors*, AgroParisTech, Paris, France, 2009.
- [20] BASSET-MENS (C.), BENOIST (A.), BESSOU (C.), TRAN (T.), PERRET (S.), VAYSSIERES (J.) & WASSENAAR (T.), *Is LCA-based eco-labelling reasonable? The issue of tropical food products*, 7th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector, 22nd to 24th september 2010, Bari, Italy, pp. 461-466, 2010.
- [21] HEITZ (H.), *Evaluation environnementale de fruits d'importation par l'Analyse du Cycle de Vie : le cas des petits agrumes produits au Maroc et consommés en France*, Mémoire d'ingénieur, AgroParisTech, Paris, France, 2010.
- [22] BASSET-MENS (C.), VANNIÈRE (H.), HEITZ (H.), MALÉZIEUX (E.) & JANNOVER (M.), *Life cycle assessment (LCA) as a tool to design eco-friendly horticultural systems : the case of citrus from Morocco*, Proceedings of Agro 2010 : the XIth ESA Congress, august 29th - septembre 3rd, Montpellier, France, pp. 837-838, 2010.
- [23] VAN DER WERF (H. M. G.), GAILLARD (G.), BIARD (Y.), KOCH (P.), BASSET-MENS (C.), GAC (A.), LELLAHI (A.) & DELTOUR (L.), *Creation of a public LCA database of French agricultural raw products*, AgriBALYSE 7th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector, september 22-24, Bari, Italy, pp. 439-442, 2010.
- [24] BELLON-MAUREL (V.), ROUX (P.), TISSEYRE (B.) & SHORT (M.), *Streamlining life cycle inventory data generation in agriculture using traceability data and information and communication technologies - Part I: General concepts*, IRSTEA: Antony, France, 19 p., 2011.
- [25] EC.178/2002, Regulation of the European Parliament and of the Council laying down the general principles and requirements of food law, establishing the European Food Safety Authority and laying down procedures in matters of food safety, OJ L 31/1, 1^{er} février 2002, 24 p.
- [26] BELLON MAUREL (V.), OJEDA (H.), SHORT (M.), PETERS (G.) & ROUX (P.), *Streamlining life cycle inventory data generation in agriculture using traceability data and information and communication technologies - Part II: Application to viticulture*, IRSTEA, Antony, France, 2011, 19 p.
- [27] GENTILLEAU (C.), *Agrinautes, êtes-vous innovateurs ? Enquête 2010 - [Agrinautes, are you innovators? 2010 enquiry.]* <http://www.slideshare.net/GENTILLEAU/enquete-agrinautes-2010-ticagri-iddem> 2011.
- [28] McDOUGALL (F. R.), WHITE (P. R.), FRANKE (M.) & HINDLE (P.), I. I. Publisher, Edition, Hardback, F., 2001, P. d. M., *Integrated Waste Management*; John Wiley and Sons Ltd Blackwell Science Ltd: Oxford, UK, 2001.
- [29] BJÖRKLUND (A.), "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, (1), pp. 82-87, 2011.
- [30] HEISKANEN (E.), "The institutional logic of life cycle thinking", *Journal of Cleaner Production*, (10), pp. 427-437, 2002.
- [31] UNEP/SETAC *Guidelines for social LCA of products*, BENÔT & MAZIEN (eds), UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, Paris, France, 2009.
- [32] HUTCHINS (M. J.) & SUTHERLAND (J. W.), "An exploration of measures of social sustainability and their application to supply chain decisions", *Journal of Cleaner Production*, 16, (15), pp. 1688-1698, 2008.
- [33] JORGENSEN (A.), LAI (L. C. H.) & HAUSCHILD (M. Z.), "Assessing the validity of impact pathways for child labour and well-being in social life cycle assessment", *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15, pp. 5-16, 2010.
- [34] WEIDEMA (B.), "The Integration of Economic and Social Aspects in Life Cycle Impact Assessment", *The International Journal of Life Cycle Assessment, special issue*, 11, (0), pp. 89-96, 2006.
- [35] DREYER (L. C.), HAUSCHILD (M. Z.) & SCHIERBECK (J.), "A framework for social life cycle impact assessment", *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11, (2), pp. 88-97, 2006.