

Evaluation environnementale de territoires : apports, limites et adaptation du cadre méthodologique de l'Analyse du Cycle de Vie

LOISEAU Eléonore^{a,b}, JUNQUA Guillaume^c, ROUX Philippe^b, MAUREL Pierre^d et BELLON-MAUREL Véronique^a

^aAgroParisTech ENGREF, 19 avenue du Maine, 75732 Paris cedex 15, France

^bIrstea, UMR ITAP, Equipe ELSA (Environmental Lifecycle and Sustainability Assessment), 361 rue Jean-François Breton, 34196 Montpellier cedex 5, France

^cEcole des Mines d'Alès, LGEI, Equipe ELSA (Environmental Lifecycle and Sustainability Assessment), 6 avenue de Clavières, 30319 Alès, France

^dIrstea, UMR TETIS, 361 rue Jean-François Breton, 34196 Montpellier cedex 5, France

Résumé

Depuis la transposition de la Directive Européenne sur l'évaluation environnementale stratégique (Directive 2001/42/CE), les plans et programmes en lien avec la planification et l'aménagement du territoire (PLU, SCoT, ...) doivent être soumis à évaluation environnementale. Cependant, après plusieurs années de mise en œuvre, les premiers retours font état d'une lacune méthodologique quant aux outils à adopter pour conduire de telles évaluations. Parmi les outils pouvant être mobilisés, l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) a été identifiée comme prometteuse. Toutefois, l'ACV n'a jamais été utilisée pour évaluer des territoires dans leur globalité, du fait de verrous méthodologiques associés à l'évaluation de systèmes territoriaux. Dans notre recherche, le cadre méthodologique de l'ACV a donc été adapté pour dépasser ces obstacles. La démarche d'« ACV territoriale » que nous proposons fournit deux catégories d'indicateurs ; (i) un vecteur d'impacts environnementaux générés par le territoire et (ii) un vecteur fonctionnel de services rendus par le territoire aux différentes parties prenantes. L'objectif de ce travail est de montrer la pertinence de cette approche dans le cadre de l'élaboration de scénarios d'aménagement du territoire : à partir d'un cas d'étude théorique, deux scénarios d'aménagement contrastés vont être comparés.

Cette démarche d'ACV territoriale permet à la fois de réaliser un diagnostic environnemental, mais également d'identifier des orientations d'aménagement plus respectueuses de l'environnement. L'ACV donne une vision globale du système territorial étudié. Elle évalue ainsi les effets cumulatifs dus à la diversité des activités présentes sur un même territoire. Elle permet de repérer les transferts de pollution entre les territoires et entre catégories d'impacts environnementaux (analyse multicritère). Enfin, elle apporte des éléments de réflexion sur les moyens d'atténuer les impacts environnementaux en identifiant les activités les plus polluantes

* eleonore.loiseau@irstea.fr

à une échelle locale, régionale et globale. Parallèlement à la quantification des impacts environnementaux, l'estimation des services rendus par un territoire assure une base fiable de comparaison de scénarios.

En écologie industrielle, l'utilité d'une telle démarche pourrait être renforcée par l'usage d'outils SIG (Système d'Information Géographique) qui permettraient de réaliser des inventaires spatialisés des activités présentes sur le territoire et de repérer ainsi les synergies pouvant potentiellement émerger sur le territoire.

Mots-clés : Evaluation environnementale, ACV, aménagement du territoire, services rendus

1. Introduction

Le concept « d'évaluation environnementale » a été introduit dans les années 1970 aux Etats-Unis afin de répondre à plusieurs enjeux. Il s'agit d'intégrer la composante environnementale dans la prise de décisions, d'apporter des éléments d'analyse sur l'état de l'environnement via une connaissance approfondie et formalisée, et d'informer les citoyens sur les questions environnementales (Lerond et al. 2003). Au niveau des politiques publiques, les démarches d'évaluation environnementale ont tout d'abord été appliquées aux impacts des projets à travers les études d'impacts (directive européenne 85/337/CEE) puis aux impacts des plans et programmes avec la mise en œuvre de la directive européenne 2001/42/CE. La directive propose la mise en place d'un outil procédural, l'« évaluation environnementale stratégique » (EES), qui doit être appliqué dès les premières étapes de l'élaboration des plans et programmes susceptibles d'avoir une influence « notable » sur l'environnement. Cela concerne notamment les programmes en lien avec les territoires locaux et leur aménagement (par ex, en France, les SCoT, PLU, SAGE¹, etc.).

Cependant, il n'existe pas de démarche formalisée permettant de réaliser de telles évaluations (Commission Européenne 2009). Des développements méthodologiques sont donc nécessaires pour réaliser une évaluation globale des impacts environnementaux d'un territoire.

2. Adaptation du cadre méthodologique de l'ACV

Différents outils peuvent être appliqués dans le cadre des évaluations environnementales stratégiques (Finnveden et al. 2003). Parmi eux, l'Analyse de Cycle de Vie (ACV), a été jugée pertinente dans un contexte local d'aide à la décision (Tukker 2000). L'ACV classique permet de réaliser une évaluation multicritère des impacts sur l'environnement de la génération d'une « unité fonctionnelle » d'un bien ou d'un service (par ex. en kg, en km parcouru, par pièce produite etc), ceci en tenant compte des effets, amont et aval, tout au long de sa chaîne de production – distribution - consommation – fin de vie (ISO 2006a). L'ACV est donc à la base une approche « orientée produit ». Guinée et al. (2011) ont proposé d'étendre le champ de l'ACV en intégrant en outre l'analyse des systèmes territoriaux. Toutefois, à notre connaissance, aucune étude n'a été réalisée pour évaluer un territoire dans sa globalité (Loiseau et al. 2012).

2.1 Le cadre méthodologique de l'ACV

Le cadre méthodologique de l'ACV a été défini et standardisé selon les normes ISO (2006a, 2006b). L'ACV est un processus itératif en quatre étapes. La première étape consiste à définir les objectifs et le champ de l'étude en déterminant notamment l'unité fonctionnelle (UF) du système. L'UF fournit une mesure de la performance du service rendu par le système (ISO 2006a). Elle assure la comparabilité des alternatives selon une base commune (Cooper 2003). Pour chaque scénario étudié, un flux de référence, indiquant la quantité de produit nécessaire pour remplir la fonction associée à l'UF, sera défini. Sur cette base, les frontières du système déterminent les processus à inclure dans l'analyse pour générer le flux de référence.

La seconde étape, l'inventaire, sert à collecter l'ensemble des données sur les ressources consommées et les substances émises vers l'environnement en lien avec le système étudié. Ces résultats d'inventaire sont convertis en impacts environnementaux au cours de la troisième étape, l'évaluation des impacts du cycle de vie (EICV), grâce à l'utilisation de différentes méthodes de caractérisation des impacts (par exemple, CML2001, Eco-indicator 99, Impact 2002+, TRACI, EDIP2003, ReCiPe, etc.). La dernière étape, la phase d'interprétation, fournit des recommandations en lien avec les objectifs de l'étude.

¹ Le SCoT, Schéma de Cohérence Territoriale, est un document réglementaire de planification stratégique à disposition des communes et des groupements de communes.

Le PLU, Plan Local d'Urbanisme, est un document d'urbanisme qui établit un projet global d'urbanisme et d'aménagement à l'échelle d'une commune.

Le SAGE, Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux, est un document de planification de la gestion de l'eau à l'échelle d'une unité hydrographique cohérente.

Un des principaux atouts de l'ACV est son approche « cycle de vie » (« du berceau à la tombe ») qui permet de repérer les transferts de pollution entre différentes étapes du cycle de vie. De plus, son caractère multicritère permet d'éviter les transferts de pollution entre différentes catégories d'impacts environnementaux (Finnveden et al. 2009).

2.2 ACV et évaluation environnementale d'un territoire

Compte tenu des spécificités des systèmes territoriaux, l'application du cadre méthodologique de l'ACV ne peut se faire directement. Quatre principaux verrous méthodologiques ont été identifiés comme expliquant en partie les difficultés à transposer l'ACV à l'étude de territoires (Loiseau et al.). Il s'agit de (i) la définition des fonctions d'un système multifonctionnel, (ii) la sélection des frontières du système territorial, (iii) la collecte des données en vue de l'inventaire, et (iv) la proposition d'indicateurs appropriés et adaptés à un contexte d'aide à la décision locale. Des adaptations au cadre méthodologique de l'ACV ont été apportées afin de lever ces verrous (Loiseau et al.). La principale adaptation réside dans la quantification de deux catégories d'indicateurs (cf. figure 1), (i) un vecteur d'impacts environnementaux générés par le territoire, classique en ACV et (ii) fait nouveau, un vecteur fonctionnel de services rendus par le territoire (évaluation à la fois quantitative et qualitative). Le système, défini par le couple formé par le territoire et un scénario d'aménagement associé (déjà mis en œuvre ou envisagé), est désormais assimilé au flux de référence.

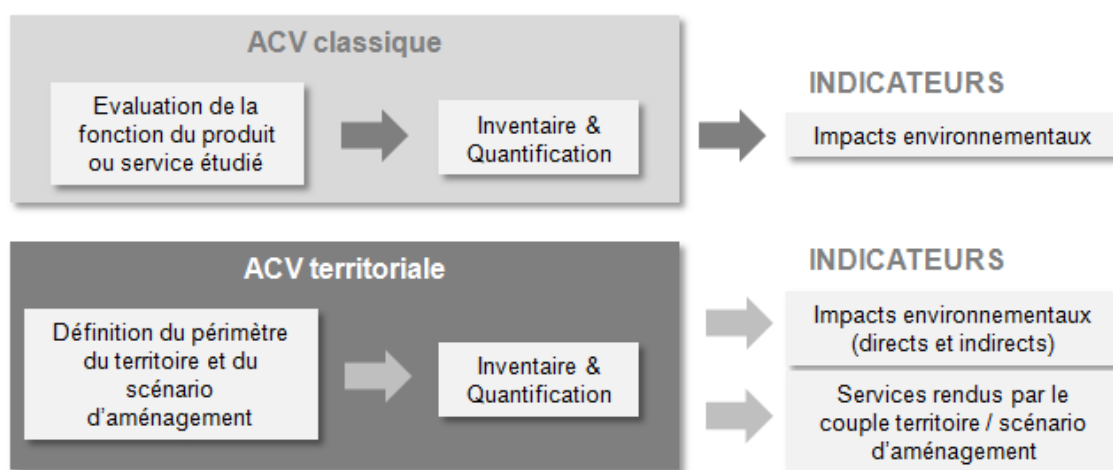


Figure 1 Adaptation du cadre méthodologique de l'ACV à l'évaluation environnementale de territoires

Afin d'estimer les apports d'une telle démarche d'évaluation, ce cadre méthodologique a été testé sur un cas d'étude théorique en comparant deux scénarios d'aménagement contrastés.

3. Application à un cas d'étude théorique

3.1 Description des scénarios d'aménagement

Le cas d'étude théorique est représenté par un territoire français de 200 km² situé sur le littoral méditerranéen. Il est composé de 9 communes hébergeant une population de 85000 habitants. Ses principales activités économiques reposent sur le tourisme et l'agriculture. Une zone industrielle assure également une part de l'activité économique avec la présence de deux grandes installations (une usine de production d'engrais et une usine de production de polymères). Ce territoire est desservi par deux axes de communication majeurs que sont l'autoroute et la voie de chemin de fer (cf. figure 2).

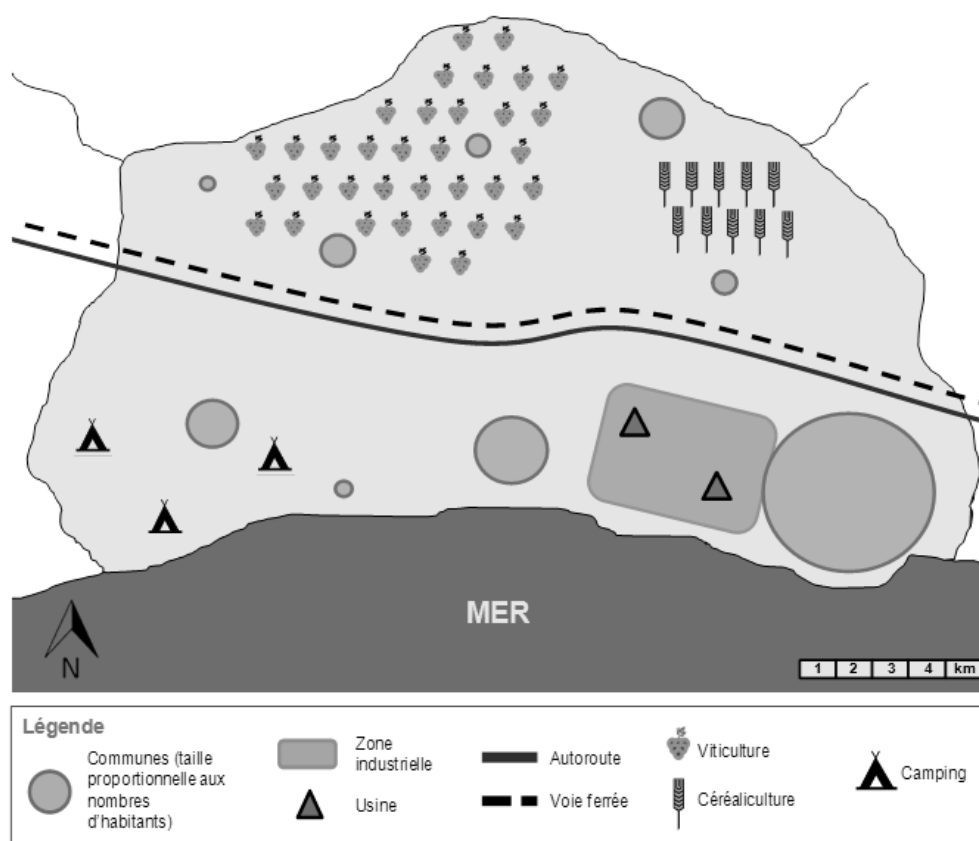


Figure 2 Représentation du cas d'étude théorique

Deux scénarios d'aménagement contrastés sont étudiés sur ce territoire sur un horizon de 15 ans. Le premier scénario, appelé « attractivité résidentielle », propose de développer l'économie résidentielle du territoire en augmentant sa capacité d'accueil à la fois pour les résidents permanents (+15% d'habitants) mais aussi pour les résidents temporaires (+15% de touristes). Ces activités vont empiéter sur les activités existantes, notamment l'agriculture, ce qui se traduit par une baisse des surfaces cultivées (-15%).

Le deuxième scénario, appelé « développement économique », s'appuie essentiellement sur le déploiement des activités industrielles et agricoles. Les usines initialement présentes sur le territoire voient leur capacité de production augmenter (+30%) et l'implantation d'une nouvelle usine a été réalisée (usine de production de diester). Les surfaces agricoles augmentent légèrement (+5%) alors que l'accroissement de la population est maîtrisé (+5%).

3.2 Inventaire des activités

Sur le territoire, deux types d'activités sont différenciés, les activités de consommation (résidents permanents ou temporaires) d'une part et les activités de production d'autre part. Les activités de consommation sont réparties en 6 sous-groupes, (i) produits alimentaires, (ii) biens, (iii) services, (iv) transport, (v) logement et (vi) traitement des déchets et des eaux usées. Les activités de production sont quant à elle classées selon la nomenclature NACE rev. 2 (Eurostat 2008).

A l'échelle d'un territoire, ces deux catégories d'activités peuvent interagir entre elles. Ainsi, il est possible qu'une partie des aliments consommés par les résidents proviennent de l'agriculture locale. Dans le cas théorique présenté ici, ces flux intra-territoriaux entre activités de production et activités de consommation ne sont pour le moment pas pris en compte. Afin d'éviter des problèmes de double-comptage, les impacts environnementaux sont par conséquent calculés séparément pour les deux catégories d'activités.

L'inventaire du cycle de vie de ces activités comprend deux étapes. Premièrement, des données portant sur des descripteurs d'activités sont collectées (ex : production annuelle de

l'usine de production de fertilisants). Deuxièmement, ces données sont connectées à des données d'inventaire du cycle de vie issues de bases de données existantes (ex : Ecoinvent²). Deux types d'inventaire du cycle de vie peuvent être mobilisés selon les activités étudiées. Pour les activités de production et certaines activités de consommation (transport, logement et fin de vie), des ACV basées sur les processus physiques seront utilisées. Pour les autres activités de consommation (produits alimentaires, biens et services), étant donnée la multitude de produits auxquels elles se réfèrent, il est conseillé de recourir aux ACV basées sur l'approche économique input-output (Tukker et Jansen, 2006).

Par ailleurs, une distinction est faite entre les impacts « directs », causés par les consommations directes de ressources et les émissions directes de substances polluantes par les activités présentes sur le territoire, et les impacts « indirects » ayant lieu en dehors du territoire.

4. Résultats et Discussion

4.2 Les services rendus par le territoire pour les deux scénarios

Un territoire est un système multifonctionnel : il remplit différentes fonctions, qui peuvent être définies comme un ensemble de biens et services en lien avec l'utilisation des sols (Pérez-Soba et al. 2008). Ces fonctions sont regroupées en trois catégories, les fonctions principalement économiques (ex : fourniture d'emplois), sociales (ex : accès aux équipements), et environnementales (ex : fourniture de ressources) (Loiseau et al.). Dans le cas d'étude, six services rendus par le territoire ont été quantifiés³ pour chacun des scénarios d'aménagement étudiés (cf. figure 3).

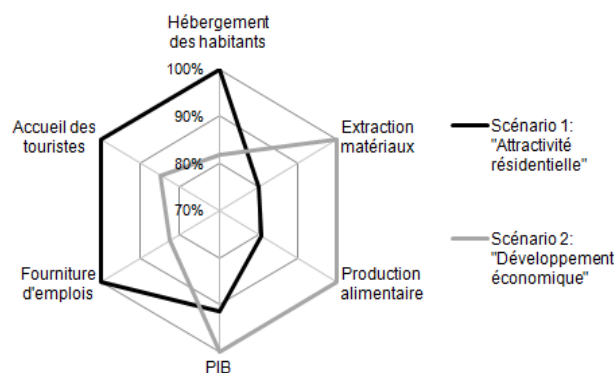


Figure 3 Exemple de comparaison des services rendus par les deux scénarios d'aménagement étudiés

Le scénario 1 augmente la capacité d'accueil du territoire en hébergeant plus d'habitants, mais également en accueillant une population touristique plus importante. Cette augmentation permet d'accroître le secteur tertiaire et d'augmenter ainsi les offres d'emplois. D'un autre côté, le scénario 2 tourné vers la production permet d'augmenter les capacités d'extraction de matériaux du territoire, encourage le développement de la filière agricole et stimule le secteur industriel. Il en découle une augmentation du PIB (Produit Intérieur Brut) du territoire supérieure au scénario 1.

Selon l'orientation suivie, le territoire ne fournira pas les mêmes services aux différentes parties prenantes. Il est donc nécessaire de connaître ces éléments avant de prendre une décision. Leur étude est d'autant plus importante qu'elle permet d'apporter une base de comparaison fiable entre différents scénarios d'aménagement qui ne fourniront pas les mêmes services mais qui ne causeront également pas les mêmes impacts environnementaux.

² <http://www.ecoinvent.ch/>

³ Dans la pratique, les données permettant de quantifier ces services peuvent être collectées à la fois sur le site de l'INSEE (www.insee.fr) et sur le site de la statistique européenne Eurostat (<http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/eurostat/home/>)

4.2 Les impacts générés par le territoire pour les deux scénarios

Les impacts environnementaux ont été quantifiés grâce au logiciel SimaPro en utilisant la méthode de caractérisation des impacts ReCiPe (Goedkoop et al. 2009).

En ACV, lors de la caractérisation des impacts, les informations liées à leur localisation sont perdues. Il a pourtant été démontré que pour certains impacts, la prise en compte des conditions régionales ou locales des lieux d'émissions et de réceptions des impacts pouvait faire varier les résultats de caractérisation des impacts de manière significative (Potting et Hauschild 2006). Une distinction est donc faite entre les impacts globaux (ex : changement climatique), les impacts régionaux (ex : acidification) et les impacts locaux (ex : écotoxicité) (Owens 1997). Afin de réduire les incertitudes dans le calcul des impacts autres que globaux, des méthodes de caractérisation ont été développées à différentes échelles géographiques (ex : Impact World+⁴).

Dans une démarche d'aide à la décision locale, il peut être nécessaire d'identifier et d'analyser plus finement les impacts affectant spécifiquement le territoire (Finnveden et Nilsson 2005). Dans le cas d'étude, une distinction a donc été faite entre les impacts globaux et les impacts régionaux / locaux, exprimés avec des indicateurs de dommages sur les trois aires de protection de l'ACV (santé humaine, qualité des écosystèmes, et ressources) (cf. figure 4).

La comparaison des deux scénarios montre qu'indépendamment du scénario d'aménagement retenu, la majorité des impacts se produit en dehors du territoire. Il est donc primordial d'intégrer l'étude des impacts indirects lors de l'évaluation environnementale d'un territoire afin de repérer les transferts de pollution vers d'autres territoires.

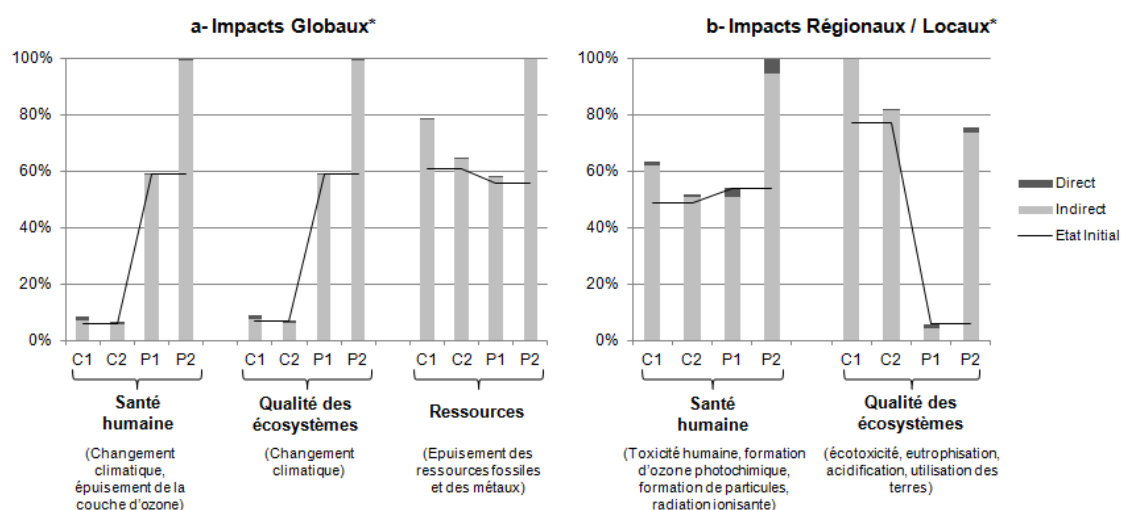


Figure 4 Impacts environnementaux directs et indirects des deux scénarios d'aménagement (1= résidentiel et 2 = économique) pour les activités de consommation (C) et les activités de production (P), *Impacts exprimés en indicateurs de dommages sur la santé humaine, la qualité des écosystèmes et les ressources (l'épuisement des ressources fossiles et des métaux s'évalue selon l'état de leurs stocks à l'échelle du monde, il n'y a donc pas de différenciation spatiale pour cette aire de protection)

Excepté le cas des impacts non globaux sur la qualité des écosystèmes, les impacts causés par les activités de production du scénario 2 sont les plus importants. De plus, l'écart entre les activités de production des deux scénarios est toujours plus important que celui quantifié entre les activités de consommation. Le scénario 2 semble donc être le plus impactant sur l'environnement (en dehors des impacts régionaux / locaux sur la qualité des écosystèmes). Par conséquent, une première comparaison des scénarios montre que le choix d'un développement axé sur la production au profit d'une augmentation de l'autonomie en termes d'approvisionnement en ressources et du PIB se traduit par des impacts supérieurs à ceux d'un scénario centré sur l'accueil d'une population plus importante.

⁴ Disponible prochainement, cette méthode EICV proposera une série de facteurs de caractérisation régionalisés pour l'ensemble du monde (<http://www.impactworldplus.org/en/index.php>)

Une étude plus approfondie du scénario 2 peut toutefois permettre d'identifier les activités les plus polluantes et cibler ainsi les mesures pouvant atténuer leurs impacts (cf. figure 5). Dans le cas des dommages directs régionaux / locaux sur la santé humaine (barre noire sur la figure 4b, partie « santé humaine »), l'impact le plus important est relié aux émissions de particules dans l'atmosphère dues aux activités industrielles, et plus particulièrement les usines de production d'engrais. Il serait donc pertinent de prendre des mesures concernant ces usines en tentant de diminuer ces émissions et/ou en limitant l'exposition (ex : ne pas aménager de zones résidentielles à proximité).

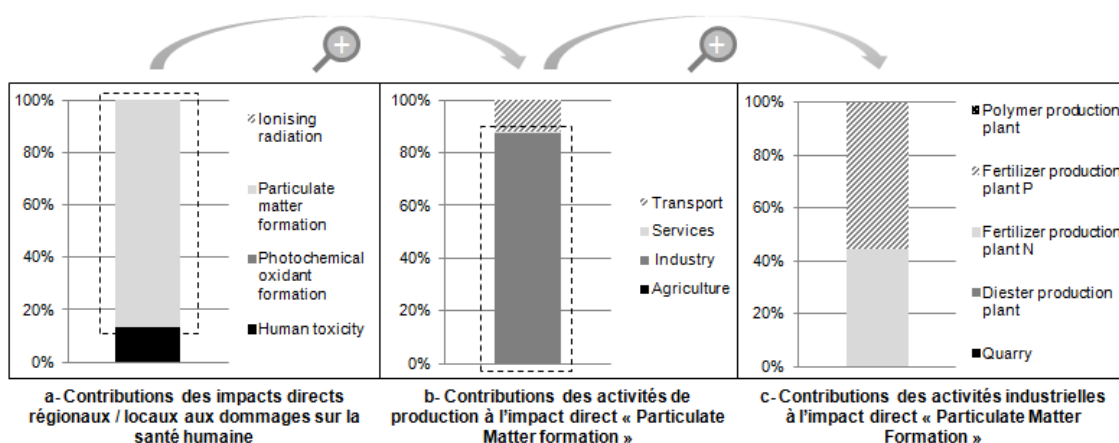


Figure 5 Procédure d'identification des principales activités contributrices aux dommages régionaux et locaux sur la santé humaine

5. Conclusion

L'adaptation du cadre méthodologique de l'ACV à l'évaluation environnementale de territoires apporte des éléments de réflexion pertinents et nouveaux dans un contexte d'aide à la décision. Cette démarche permet de réaliser une évaluation du territoire dans sa globalité et de prendre ainsi en compte les effets cumulatifs des différentes activités recensées au sein du système. De plus, elle identifie les transferts de pollution entre territoires, non négligeables dans le cas de pays développés (Muradian et al. 2002), ainsi que les transferts de pollution entre catégories d'impacts environnementaux. L'approche proposée est donc utile à la fois pour le diagnostic environnemental (identification des « hotspots » environnementaux) et pour la comparaison de scénarios. La faisabilité de ce dernier point repose sur l'évaluation des services rendus par un territoire, qui assure une base de comparaison fiable des différentes alternatives d'aménagement. Les impacts environnementaux d'un scénario d'aménagement ne sont pas évalués dans l'absolu, mais par rapport aux services qu'ils rendent à différentes parties prenantes. Dans le cas d'étude, un ensemble de services a été quantifié. Cependant, cette liste n'est pas exhaustive et mériterait d'être améliorée, en intégrant par exemple les différentes parties prenantes à l'évaluation afin d'inclure leurs perceptions sur les alternatives proposées et d'évaluer des services difficilement quantifiables (ex : la préservation des paysages).

Par ailleurs, l'utilisation d'outils SIG permettrait de compléter la méthodologie proposée en réalisant notamment un inventaire spatialisé des activités présentes sur le territoire (Azapagic et al. 2007). Ce couplage renforcerait l'intérêt d'une telle approche dans les démarches d'écologie industrielle et territoriale. Elle permettra alors d'identifier et d'évaluer les synergies industrielles en liaison directe avec les spécificités du territoire.

La mise en œuvre d'une « ACV territoriale » à un cas d'application réel constitue donc une prochaine étape dans l'amélioration et la validation de la méthodologie.

Références

- Azapagic, A., Pettit, C. and Sinclair, P., 2007. A life cycle methodology for mapping the flows of pollutants in the urban environment. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 9(3), p.199-214.
- Cooper, J.S., 2003. Specifying functional units and reference flows for comparable alternatives. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), p.337-349.
- 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.
- Eurostat, 2008. NACE Rev. 2 - Statistical classification of economic activities in the European Community, 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(1), p.91-123.
- 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), p.1-21.
- Finnveden, G., and Nilsson, M., 2005. Site-dependent Life-Cycle Impact Assessment in Sweden (5 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(4), p.235-239.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., van Zelm, R., 2009. ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, 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 & Technology*, 45(1), p.90-96.
- ISO, 2006a. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework, Geneva, Switzerland: ISO 14040, International Organisation for Standardisation.
- ISO, 2006b. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines, Geneva, Switzerland: ISO 14044 International Organisation for Standardisation.
- Lerond, M., Larrue, C., Michel, P., Roudier, B., Sanson, C., 2003. L'évaluation environnementale des politiques, plans et programmes: Objectifs, méthodologies et cas pratiques, ed. *Tech et Doc.*, Paris.
- 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, p.212-225.
- Loiseau, E., Roux, P., Maurel, P. Bellon-Maurel, V., Submitted. Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning. *The International Journal of Life Cycle Assessment*.
- Muradian, R., O'Connor, M. and Martinez-Alier, J., 2002. Embodied pollution in trade: estimating the 'environmental load displacement' of industrialised countries. *Ecological Economics*, 41, p.51-67.
- Owens, J.W., 1997. Life-cycle assessment: Constraints on moving from inventory to impact assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 1(1), p.37-49.
- Pérez-Soba, M., Petit, S., Jones, M.L.M., Bertrand, N., Briquel, V., Omodei-Zorini, L., Contini, C., Helming, K., Farrington, J., Tinacci Mossello, M., Wascher, D., Kienast, F., de Groot, D., 2008. Land use functions - a multifunctionality approach to assess the impact of land use change on land use sustainability. In *Sustainability Impact Assessment Of Land Use Changes*. Helming, K., Perez-Soba, M., Tabbush P., p. 375-404.
- Potting, J. and 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(S1), p.11-13.
- Tukker, A., 2000. Life cycle assessment as a tool in environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 20(4), p.435-456.
- Tukker, A., Jansen, B., 2006. Environmental Impacts of Products: A Detailed Review of Studies. *Journal of Industrial Ecology*, 10, p.159-182.