



Bases épistémologiques pour l'évaluation environnementale en EIT et déclinaison pratique pour l'évaluation de leur impact climatique

DUMOULIN François ^{a,b}, WASSENAAR Tom ^a

^a CIRAD, UPR Recyclage et risque, F-97408 Saint-Denis, La Réunion, France

^b Agence de l'environnement et de la Maîtrise de l'Energie 20, avenue du Grésillé- BP 90406 49004 Angers Cedex 01 France

Résumé

Lorsqu'on souhaite estimer les conséquences environnementales d'un projet territorial de symbioses industrielles, celles-ci doivent nécessairement faire sens pour les acteurs, leur permettant, a priori, de mieux intégrer la dimension environnementale dans la conception du projet de symbioses.

Cependant cette question environnementale est abordée, du moins en écologie industrielle, sous l'angle de la complexité et de l'optimisation, et donne naissance à des indications environnementales qui perdent en légitimités et donc en intérêts.

À partir d'une recherche pluridisciplinaire, nous proposons une base d'éléments clés de perception de l'environnement pour traiter la question environnementale dans des contextes d'ambiguïtés, tels qu'en écologie industrielle et territoriale. Nous nous référons à cette base pour reconsidérer l'estimation de l'impact climatique et proposer une autre approche de calcul.

1. La question environnementale en EI

L'écologie industrielle (EI), dans laquelle s'inscrit l'EI-et-territoriale (EIT) comme champ de recherche-action, est intimement liée à la préoccupation de problématiques environnementales. Selon D. Bourg l'EI est d'ailleurs devenu un champ de recherche important « précisément parce que les flux anthropiques de matières et d'énergie peuvent causer des changements environnementaux défavorables » (Bourg 2003). White (1994) définissait en ce sens l'un des objectifs de l'EI, qui est de comprendre comment au mieux intégrer les préoccupations environnementales dans les activités industrielles.

Les symbioses industrielles sont une transposition opérationnelle du paradigme appelant à changer nos systèmes industriels linéaires en écosystème industriels. Bien que les économies d'agglomération (*agglomeration economies*, Chertow et al. 2008), auxquelles peuvent être assimilées des symbioses industrielles, peuvent dans certains cas engendrer des conséquences locales négatives, un des apports de l'EI est l'intégration des externalités environnementales (notamment par le biais d'approches produit) permettant a priori, par le biais de symbioses industrielles, d'accroître la production tout en optimisant les impacts sur l'environnement (Chertow et al. 2008). Ainsi, la réalisation de symbioses industrielles sur des territoires est un moyen a priori de réduire, mais n'a cependant pas pour corollaire, l'absence d'impacts environnementaux, qu'il est donc nécessaire d'estimer (Boons et al. 2011).

Or l'environnement est une réalité intermédiaire dont la représentation est relative aux individus (Theys 2010) et on peut donc se poser la question, dans des contextes de recherche-action d'EIT impliquant des acteurs pouvant avoir des conceptions différentes de l'environnement, de la considération d'un environnement commun relatif aux symbioses industrielles entre les

acteurs. En effet, les symbioses d'EIT, assimilées à des actions collectives (Beurain & Brulot 2011), nécessitent que les acteurs partagent des champs de valeurs communs (*ibid.*) et donc des indicateurs environnementaux qui ont du sens pour l'ensemble des acteurs.

Les outils d'évaluation environnementale développés par la communauté de l'EI permettant de rendre compte d'externalités environnementales, à l'instar de l'analyse du cycle de vie, s'adressent par définition à des échelles de temps et d'espaces, industriels et biophysiques, qui dépassent celles des territoires. La conception de l'environnement dont ces outils font appel est à la fois technocentrique et écocentrique et laisse peu de place à d'autres conceptions (Dumoulin & Wassenaar 2014). Ce type d'approches normatives n'intègre pas les *ambiguïtés* inhérentes aux contextes sociaux dans lesquels on aurait tendance à vouloir les appliquer (Matos & Hall 2007). Les indicateurs environnementaux qui en résultent, à la fois croissent en complexité, se focalisant sur l'optimisation plutôt que la satisfaction, et perdent en légitimité pour les acteurs non-académiques (Matos & Hall 2007).

Dans les contextes opérationnels d'EIT, où des acteurs peuvent avoir différentes conceptions de l'environnement, nous proposons dans cet article de construire un cadre de représentation de l'environnement, à la fois générique et commun pour des acteurs et qui ne tombe pas dans des individualités (Theys 2010).

2. Vers un cadre de perception de l'environnement en EIT

L'environnement est une notion polysémique (c-à-d dont le sens diffère d'un individu ou d'une discipline à une autre) et il apparaît donc nécessaire qu'un cadre général destiné à la discussion entre différents acteurs, intègre leurs différentes perspectives environnementales. Les éléments constitutifs d'un tel cadre ne peuvent donc reposer uniquement sur des sciences naturelles et l'ingénierie, mais plutôt sur des sciences sociales ayant trait aux relations intrinsèques entre les hommes et l'environnement. Nous avons ainsi cherché dans trois disciplines principalement concernées (Morel et al. 2010; Theys 2010), économie, géographie et anthropologie, les éléments clés constituant d'un tel cadre, que nous résumons ici.

2.1 Éléments clés de perception de l'environnement

L'environnement est conçu au travers de la relation objet-sujet, où objet et sujet sont pluriels. Dans un projet d'EIT, alors que les sujets peuvent être identifiés et être le point de départ de l'évaluation, les objets avec lesquels ils nouent une relation doivent être identifiés. Ces relations relevant d'un point de vue économique sont essentiellement de nature fonctionnelle (Siebert 2008) avec le projet d'EIT, dans ou au delà du territoire. En anthropologie, ces relations ont trait à des milieux physiques qui rendent possible la vie (Morel et al. 2010) et donc peuvent affecter la population. Du point de vue des sciences géographiques, ces relations relèvent de toutes matérialités physiques (Le Berre 1995) à l'intérieur du territoire qui pourraient être affectées par le projet d'EIT. Le trait commun que nous identifions ici, et qui constitue le premier élément clé, consiste en l'altération, ou tout autre changement, d'objets naturels en relation avec les acteurs. Ce premier élément clé pouvant varier fortement d'un projet d'EIT (c-à-d d'acteurs et de territoire) à un autre, il ne constitue néanmoins pas une dimension structurante du cadre générique.

Les différents champs disciplinaires étudiés présentent différentes façons d'apprécier les objets (naturels). Nous en distinguons deux, entre d'une part les relations fonctionnelles où les objets sont des facteurs de production (en géographie et économie) et non-fonctionnelles d'autre part, où les changements des objets affectent directement les humains, moralement ou physiquement (en anthropologie et géographie). Bien que certains couples objet-sujet puissent présenter des relations appartenant aux deux classes, cette distinction permet néanmoins un partitionnement mutuellement exclusif et conjointement exhaustif des relations entre elles. Aucune ne peut faire partie des deux, mais fait nécessairement partie d'une des deux.

L'évaluation des objets environnementaux est également influencée par leur proximité (November 2004) avec les acteurs. Que ce soit en économie au travers notamment des externalités du système économique (Siebert 2008), en anthropologie de manière sensitive ou affective via la perception de conséquences (Joireman et al. 2001), en géographie en termes d'usages (Le Berre 1995). Cette proximité permet un second partitionnement de l'environnement impacté par les acteurs, qu'il soit sur leur propre territoire (local) ou au-delà (global). Cette distinction est importante car elle influe sur la nature de la relation objet-sujet. En effet, des changements d'objets induits au delà du territoire, contrairement à des changements locaux, ne peuvent affecter, du moins par directement, les acteurs.

Le quatrième élément clé de représentation de conséquences environnementales que nous avons identifié est la dimension temporelle. Celui-ci intervient tant au travers de la dynamique des conséquences elles-mêmes, que de l'importance de leur considération. Selon les sciences sociales, un individu agit en fonction de ces perception d'impacts écologiques, plus que d'impacts en soi (Boons 2011). Ainsi, la valeur conférée à des conséquences environnementales futures possibles d'une action, varie d'un individu à un autre, dont le niveau de CFC (*consideration of future consequences*, (Strathman et al. 1994) élevé révélerait un comportement pro-environnemental (Joireman et al. 2001). De la même manière, des théories économiques apportent aussi une grande importance à l'aspect temporelle des conséquences, notamment au travers du concept de futurité (Commons 1950) caractérisant la capacité d'un individu à agir en perspective des conséquences futures de ses actions.

Dans la section 3 cet élément clé prend une importance particulière et illustre des perspectives de questionnements que permet la construction de ce cadre.

2.2 Regroupement des éléments clés

Pour résumer notre analyse pluridisciplinaire du concept d'environnement, nous identifions quatre éléments clés d'une représentation de conséquences environnementales d'un projet d'EIT :

1. Changements d'objets : objets et milieux physiques affectés par les changements industriels induits par le projet territorial
2. La fonctionnalité de la relation objets-sujet
3. La proximité de la relation objet-sujet
4. La futurité, autrement dit la considération temporelle des conséquences.

Un impact environnemental a du sens pour un individu lorsque celui-ci le perçoit (Boons 2011) et donc dépend de sa relation aux changements d'objets induits. La combinaison des éléments clés s'y rapportant (c-à-d fonctionnalité et proximité) permet de distinguer quatre classes : local – fonctionnel ; local – non-fonctionnel ; global – fonctionnel ; global – non-fonctionnel.

On peut cependant remarquer que la classe global – non-fonctionnel ne dispose que de liens symboliques avec les acteurs territoriaux. Ces liens de nature éthique, par exemple la préoccupation de l'état de santé des écosystèmes naturels, ne sont pas tangibles et peuvent donc difficilement être mis en balance avec d'autres indications sans des mécanismes économiques, donc fonctionnels. De plus, les conséquences environnementales d'un projet d'écologie territoriale à une échelle globale ne peuvent être estimées qu'au travers de liens symboliques, compte-tenu de l'influence marginale et des dynamiques à long termes que cela représente. Ainsi nous proposons de fusionner la distinction entre conséquences fonctionnelles et non-fonctionnelles dans la classe global (figure 1)

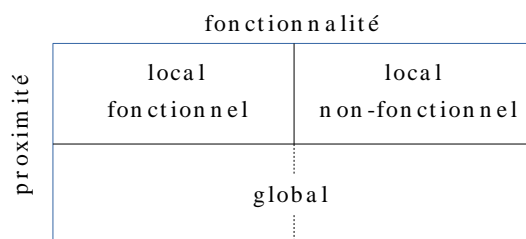


Figure 1. Cadre de classification de conséquences environnementales d'un projet d'EIT

Chaque projet d'EIT, dépendamment des acteurs, du territoire et des échanges possibles, présente a fortiori des particularités dans les deux classes locales. Aussi nous proposons d'aborder ici un phénomène d'intérêt appartenant à la classe globale et globalement d'intérêt : la question de l'impact climatique.

3. Impact sur la question climatique

La méthode la plus communément employée pour rendre compte de l'impact climatique des systèmes anthropiques est le potentiel de réchauffement climatique (GWP) et son indicateur l'équivalent CO₂ (CO₂-eq). Ils sont communément utilisés pour évaluer l'impact climatique de produits ou de sites et comparer le potentiel d'impact entre différences années d'émissions. C'est donc logiquement qu'ils sont repris pour exprimer l'impact climatique de symbioses industrielles (Paquin et al. 2013; Park & Behera 2014). Néanmoins cet indicateur ne permet pas de s'exprimer sur la conséquence climatique dans le temps (quatrième élément clé) et induit ainsi un biais dans l'analyse.

3.1 Définition du GWP

Le GWP est défini (Forster et al. 2007) comme le quotient de l'intégrale temporelle du forçage radiatif (RF) d'un pulse de 1kg de gaz à effet de serre, relatif à celle du CO₂, tel que :

$$GWP_g = \frac{AGWP_g}{AGWP_{CO_2}} = \frac{\int_0^t RF_g(t)dt}{\int_0^t RF_{CO_2}(t)dt} \quad (1)$$

où l'intégrale de *RF* dans le temps est également appelé potentiel de réchauffement absolu (AGWP), et *t* est l'horizon temporel d'évaluation, qui en référence au protocole de Kyoto – et sans pour autant disposer d'arguments scientifiques – est communément fixé à 100 ans (Forster et al. 2007).

Bien que l'usage du GWP puisse être jugé pertinent pour certaines applications, il n'intègre pas le quatrième élément clé du cadre de représentation de conséquences environnementales défini précédemment, à savoir la futurité. En effet, le GWP ne permet pas d'exprimer l'impact climatique à différents horizons temporels et donc ne permet pas de rendre compte de l'effet temporel de différentes années d'émissions sur le climat. Ce choix pour un horizon potentiel d'impact fixe ne permet donc pas d'arbitrer entre différents processus, vis à vis de leur implication climatique dans le temps, pour l'éco-conception d'un projet d'EIT par les acteurs. Ainsi l'usage du GWP est incompatible avec l'estimation de conséquence climatique des processus industriels d'un projet d'EIT.

3.2 Alternative : utilisation du AGWP

Reconnaissant la pertinence du concept de RF et son effet cumulatif, tel que suggéré par le GIEC, nous proposons d'utiliser le potentiel de réchauffement absolu (AGWP) tel qu'exprimé plus haut. Cela implique cependant de considérer comme variables, à la fois l'année d'émissions (inventaire temporel des émissions) ainsi que le RF. Ce dernier est défini tel que :

$$RF_g(t) = a_g \cdot C_g(t) \quad (2)$$

où a_g est l'efficacité radiative d'un gaz à effet de serre donné et C_g sa fonction d'abondance, laquelle est de forme exponentielle. Ainsi nous pouvons définir le AGWP issu de l'inventaire temporel du système σ tel que :

$$AGWP^\sigma(t) = \sum_{y=0}^t \sum_g E_{gy}^\sigma \int_0^{t-y} RF_g(t) dt \quad (3)$$

où y est l'année d'émission (variable), t la dernière année d'émissions, E_{gy} l'inventaire temporel des gaz émis (en kg).

3.3 Comparaison de projections

Une fois l'inventaire temporel établi, l'AGWP des différents processus doit être exprimé suivant l'équation (3). Pour ce faire nous avons élaboré un script permettant l'automatiser ces projections. La figure 2 présente les résultats de deux processus illustratifs simulés sur 30 ans (2015-2045). Le processus 1 (vert) est de type transport et rejette principalement du CO₂ et du CO ; le processus 2 (rouge) est représentatif de processus biophysiques lié à la gestion de résidus organiques (émission de CH₄, CO₂, N₂O).

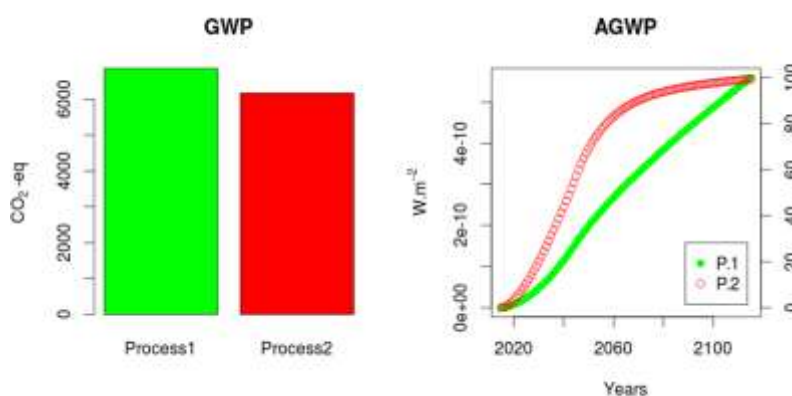


Figure 2. Différence entre GWP et AGWP à partir d'un inventaire temporel

À gauche, le GWP agrège toutes les émissions dans le temps en affectant un potentiel à chaque gaz et conclue que le processus 1 est plus impactant que le processus 2. À droite, l'AGWP nuance cette conclusion, le processus 1 dépassant à peine le processus 2 après 100 ans. Au bout de 100 ans cet écart est même moindre qu'avec le GWP et prolonger la simulation sur plus de 30 ans inverserait les conclusions : le AGWP du processus 2 serait supérieur au processus 1.

4. Conclusions et perspectives

Cet article se présente en deux mouvements, le premier traitant de la perception de l'environnement et l'élaboration d'un cadre de représentation de conséquences environnementales de projets d'EIT, et le second mouvement, de l'implication de ce cadre sur le traitement de l'impact climatique dans de tels contextes.

L'approche que nous présentons permet de (re)questionner, et le cadre de redéfinir, les bases d'une évaluation environnementale en EIT. Il met ainsi en garde l'usage a priori d'indicateurs environnementaux sans tenir compte des ambiguïtés (Matos & Hall 2007) du contexte social qu'un tel sujet relève.

Bien qu'ayant été utilisé ici pour aborder la question climatique, un phénomène d'intérêt général appartenant à la classe "globale", nous n'avons pas présenté l'usage de ce cadre pour aborder des conséquences locales. Celles-ci, dépendant a fortiori des caractéristiques locales du projet

d'EIT, si bien en termes d'acteurs que des symbioses elles-mêmes et du territoire, nécessitent une méthode permettant 1) dans un premier temps de décrire des phénomènes locaux (fonctionnel et non-fonctionnels) d'intérêt pour les acteurs, puis 2) dans un second temps d'élaborer les indicateurs et modèles d'estimations associés. Ce travail dépasse l'objectif de cet article et fait l'objet d'un autre article en cours de publication.

La méthode de traitement de la question climatique ici permet de disposer d'un modèle de calcul opérationnel. Bien que l'inventaire temporel servant d'illustration ne reflète pas une réalité particulière, il permet néanmoins de conclure sur l'importance, dans certains cas, de discuter avec les acteurs de la temporalité des conséquences environnementales (c-à-d 4^e élément clé de représentation, cf. section 2). D'autre part, cette approche pose la question de l'arbitrage de cette temporalité avec des indicateurs, certes contradictoires, mais institutionnalisés.

Références

- Beaurain, C. & Brulot, S., 2011. L'écologie industrielle comme processus de développement territorial : une lecture par la proximité. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, juin(2), pp.313–340. Available at: <http://www.cairn.info/revue-d-economie-regionale-et-urbaine-2011-2-page-313.htm> [Accessed March 8, 2013].
- Le Berre, M., 1995. Territoires. In D. P. Antoine Bailly, Robert Ferras, ed. *Encyclopédie de géographie*. Paris, France: Economica, pp. 601–622.
- Boons, F., 2011. Ecology in the social sciences. In F. Boons & J. Howard-Greville, eds. *The social embeddedness of industrial ecology*. Cheltenham, UK. Northampton, MA, USA: Edward Elgar, pp. 28–47.
- Boons, F., Spekkink, W. & Mouzakitis, Y., 2011. The dynamics of industrial symbiosis: a proposal for a conceptual framework based upon a comprehensive literature review. *Journal of Cleaner Production*, 19(9-10), pp.905–911. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652611000072> [Accessed March 3, 2014].
- Bourg, D., 2003. Industrial ecology - Philosophical and political meanings. In D. Bourg & S. Erkman, eds. *Perspectives on Industrial Ecology*. Sheffield, UK: Greenleaf publishing, pp. 58–61.
- Chertow, M.R., Ashton, W.S. & Espinosa, J.C., 2008. Industrial Symbiosis in Puerto Rico: Environmentally Related Agglomeration Economies. *Regional Studies*, 42(10), pp.1299–1312. Available at: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00343400701874123> [Accessed August 26, 2014].
- Commons, J.R., 1950. Futurity. In *The Economics of Collective Action*. University of Wisconsin Press, pp. 104–109.
- Dumoulin, F. & Wassenaar, T., 2014. Environment in Industrial Ecology, Grasping a Complex Notion for Enhancing Industrial Synergies at territorial Scales. *Sustainability*, 6(9), pp.6267–6277. Available at: <http://www.mdpi.com/2071-1050/6/9/6267>.
- Forster, P. et al., 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In M. T. and H. L. M. Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, ed. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press. Available at: <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-chapter2.pdf>.
- Joireman, J.A. et al., 2001. Integrating social value orientation and the consideration of future consequences within the extended norm activation model of proenvironmental behaviour. *British Journal of Social Psychology*, 40(1), pp.133–155. Available at: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-0035287228&partnerID=40&md5=2b77871987d9745e5ca3dad9e02c5aa8> [Accessed March 28, 2013].
- Matos, S. & Hall, J., 2007. Integrating sustainable development in the supply chain: The case of life cycle assessment in oil and gas and agricultural biotechnology. *Journal of Operations Management*, 25(6), pp.1083–1102. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0272696307000150> [Accessed July 10, 2014].
- Morel, V. et al., 2010. Les risques environnementaux : lectures disciplinaires et champs de recherche interdisciplinaires. In *Risque environnemental et action collective - Application aux risques industriels et*

- d'érosion côtière dans le Pas-de-Calais. *Sciences du risque et du danger*, série Références. Paris, France: Lavoisier, pp. 7–30. Available at: <http://hal.archives-ouvertes.fr/halshs-00490672>.
- November, V., 2004. Being close to risk. From proximity to connexity. *International Journal of Sustainable Development*, 7(3), pp.273–286. Available at: http://infoscience.epfl.ch/record/124769/files/Close_to_risk.pdf.
- Paquin, R.L., Busch, T. & Tilleman, S.G., 2013. Creating Economic and Environmental Value through Industrial Symbiosis. *Long Range Planning*. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0024630113000873> [Accessed September 5, 2014].
- Park, H.-S. & Behera, S.K., 2014. Methodological aspects of applying eco-efficiency indicators to industrial symbiosis networks. *Journal of Cleaner Production*, 64, pp.478–485. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652613005726> [Accessed March 24, 2014].
- Siebert, H., 2008. *Economics of the Environment. Theory and Policy Seventh Ed.*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Strathman, A. et al., 1994. The consideration of future consequences: Weighing immediate and distant outcomes of behavior. *Journal of Personality and Social Psychology*, 66(4), pp.742–752. Available at: <http://doi.apa.org/getdoi.cfm?doi=10.1037/0022-3514.66.4.742> [Accessed March 22, 2013].
- Theys, J., 2010. Trois conceptions irréductibles de l'environnement. In *Écologies urbaines*. Paris: Economica, pp. 15–38. Available at: http://doc.cresson.grenoble.archi.fr/opac/index.php?lvl=notice_display&id=3104.
- White, R., 1994. Preface. In B. Allenby & D. J. Richards, eds. *The Greening of Industrial Ecosystems*. Washington, D.C. 1994: National Academies Press. Available at: http://www.nap.edu/catalog.php?record_id=2129.

Remerciements

Ce travail a été financé par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie et le CIRAD (centre international de recherche agronomique pour le développement).