

L'analyse économique du cycle de vie

Revue de littérature présentée par

Luc Belzile

à

M. Pierre-Olivier Pineau

et

M. Bernard Sinclair-Desgagné

Janvier 2009

Table des matières

Table des matières	II
A. Introduction	1
B. L'économie et les ressources naturelles	2
C. Fondements philosophiques et approches méthodologiques	5
D. Modèles d'équilibre partiel	9
E. Approche multicritère	12
F. Éco-efficience	15
G. Coût du cycle de vie	20
H. Conclusion	22
I. Annexe	24
J. Références	26

A. Introduction

Au cours des dernières années, la hausse des cours pétroliers et les préoccupations environnementales des citoyens ont mené les décideurs publics à s'intéresser aux formes alternatives d'énergie. Motivé par ces facteurs, et par d'autres enjeux comme la tarification de l'hydro-électricité ou le futur de la filière éolienne et d'autres filières énergétiques alternatives (FEA), le Gouvernement du Québec a publié en 2006 une stratégie énergétique pour la période 2006 à 2015 [1]. Le développement des biocarburants comme substitut aux carburants fossiles comptait parmi les enjeux traités.

La stratégie énonce que le gouvernement du Québec privilégiera la production de biocarburants à partir de sources celluloseuses plutôt qu'à partir des céréales comme le maïs. Comme le montre l'extrait suivant de la stratégie gouvernementale, la raison invoquée principalement pour justifier cette orientation serait l'absence de surplus de maïs résultant de la production québécoise.

« Dans le cas de l'éthanol-carburant, certaines technologies de production sont déjà au point et opérationnelles, que l'on fasse référence à la transformation de la canne à sucre au Brésil ou à l'utilisation du maïs-grain en Amérique du Nord. Avec la mise en production de l'usine de Varennes, le Québec deviendra un important producteur d'éthanol dès 2007 à partir du maïs-grain. Cette filière ne se prête cependant pas à un accroissement marqué de la production d'éthanol au Québec, en raison notamment de l'absence de surplus disponibles. Le gouvernement souhaite donc appuyer le développement d'une filière spécifiquement québécoise, permettant de valoriser les résidus forestiers et agricoles ainsi que les déchets urbains. »

On peut cependant questionner ce motif, tenant compte du fait que les intervenants du secteur agricole s'entendent généralement pour dire que quelque 40 % de la production de maïs québécoise se destine à l'alimentation du cheptel porcin du Québec et que environ 50 % de ce dernier est exporté. On peut alors raisonnablement supposer qu'environ le cinquième de la production de maïs du Québec est déjà exporté par le biais d'un produit transformé, soit la viande porcine, et qu'il existe alors bel et bien un « surplus » de maïs par rapport à la consommation québécoise. En admettant cet état de fait, la question deviendrait alors de savoir s'il est plus avantageux économiquement d'exporter du maïs sous forme de viande porcine ou de transformer celui-ci en éthanol et ainsi diminuer les importations pétrolières du Québec. Quel serait alors l'effet sur la balance commerciale du Québec et sur le bilan environnemental ? Par ailleurs, le gouvernement du Québec a-t-il appuyé son orientation à l'égard de l'éthanol celluloseux sur la base de motifs économiques ou environnementaux, ou les deux à la fois ? Sont-ce plutôt des facteurs politiques qui

ont le plus largement influencé les autorités politiques, comme l'opinion publique qui adhère de plus en plus au concept de développement durable ? Puisque la stratégie gouvernementale n'offre pas de comparaison objective sur les plans économique et environnemental entre les biocarburants de source cellulosique et de source agricole, il est justifié de poser ce type de question.

Néanmoins, le bilan énergétique et environnemental semble en voie de devenir une base décisionnelle importante pour l'adoption ou le rejet d'une FEA. Dans cette perspective, l'analyse du cycle de vie (ACV) peut être particulièrement utile comme outil d'aide à la décision. Or, il est généralement admis que certaines FEA ne présentent pas actuellement de bénéfices économiques suffisants pour leur adoption en dépit de leur bilan énergétique et/ou environnemental avantageux. Dans ce cas, on peut se questionner à savoir s'il existe une version de l'ACV tenant compte de la performance économique d'une ou de certaines FEA.

La revue de littérature qui suit a pour but de savoir si les recherches menées sur l'ACV jusqu'à maintenant tiennent compte de l'évaluation économique, avec un intérêt particulier pour les applications faites à l'industrie des biocarburants. Cette revue débute par un bref aperçu du débat existant autour de la considération à donner aux ressources naturelles (RN) dans la théorie économique. On verra alors comment l'ACV peut s'inscrire dans ce débat et y contribuer et ce, en révisant les fondements philosophiques qui en sont à la base et les approches méthodologiques qui en découlent. Parmi ces approches, celle de l'équilibre partiel nous semble particulièrement intéressante. Nous comparerons d'ailleurs celle-ci à d'autres techniques intégrant la dimension économique sous l'angle du cycle de vie dont l'approche multicritère (incluant l'analyse coûts-bénéfices), l'éco-efficience et le coût du cycle de vie. Nous concluons enfin par des suggestions sur les voies de recherche les plus pertinentes.

B. L'économie et les ressources naturelles

L'intérêt que portent les économistes pour le traitement des RN dans la théorie économique remonte à loin dans le passé [2]. Or, c'est davantage à partir du XX^e siècle, avec les travaux d'Hotelling [3] par exemple, que les économistes ont formalisé l'intégration des RN dans les modèles économiques. Quelque 40 ans plus tard, Nordhaus & Houthakker [4] proposaient le concept de technologie de remplacement (*backstop technology*). En vertu de ce concept, ils établirent un modèle économique où l'exploitation d'une RN non-renouvelable s'effectuait de façon ininterrompue jusqu'à la substitution de celle-ci par une nouvelle

technologie, dite de remplacement. En début de cycle de production de long terme, les gisements à bas coûts seraient exploités pratiquement jusqu'à épuisement, menant le prix de marché à un niveau où il serait possible de tirer profit de la technologie de remplacement et de dégager un bénéfice acceptable pour les firmes. Celles-ci reprendraient alors l'exploitation et amèneraient le marché à des prix stables à long terme. Cette logique s'alliait bien, en quelque sorte, avec la règle d'Hotelling, car la technologie de remplacement offrirait aux firmes un niveau de rente compétitif avec le taux d'intérêt généré par d'autres investissements, ce qui les incitait à exploiter des gisements jusque-là inexploités par manque de rentabilité. La pensée de Solow [5,6] appuie aussi le concept d'exploitation jusqu'à épuisement des RN non-renouvelables, et avec peu de contraintes, mais sur des bases différentes. En fait, Solow insiste davantage sur la substituabilité des RN non-renouvelables en capital. Ainsi, il n'y aurait pas de nécessité à prendre des mesures particulières de conservation d'une RN non-renouvelable donnée car les modèles économiques néoclassiques présument de la pleine substituabilité des facteurs de production. Suivant ce raisonnement, on peut s'en remettre aux développements technologiques pour substituer des RN non-renouvelables épuisées ou près de l'être. Cette pensée mène d'ailleurs Solow à appréhender la notion de développement durable non pas sous l'angle de la conservation du capital de RN non-renouvelables d'une génération à l'autre, mais plutôt de la conservation de la capacité à créer le bien-être, quelque soit la nature du capital utilisé pour y arriver (i.e. capital monétaire, naturel ou technologique). Une tendance théorique associée au néoclassicisme veut donc que les RN non-renouvelables ne soient pas un facteur limitatif de la croissance économique à long terme.

Un autre courant de pensée a préconisé un changement dans l'appréhension de la question (7, 8, 9, 10, 11). Georgescu-Roegen [8], entre autres, remet en question le caractère réversible admis dans la théorie économique moderne. En admettant d'emblée l'existence de la dissipation de l'énergie et de la matière vers des formes inexploitable (e.g. érosion des sols arables vers les fonds marins), cet auteur en déduit que l'exploitation des RN comporte une forme d'irréversibilité. Ainsi, le raisonnement mène à la remise en question de l'exploitation continue des RN non-renouvelables. Ciegis & Ciegis [9] ont aussi plaidé pour l'admission du caractère irréversible des processus économiques et pour que la théorie économique s'inspire davantage des lois de la thermodynamique. Les auteurs soutiennent qu'en faisant ainsi, on reconnaîtrait deux états de fait fondamentaux : le concept de l'utilité économique est défaillant en n'obéissant pas à la loi de la conservation de l'énergie et de la matière et la théorie de l'équilibre échoue à expliquer certains aspects irréversible des processus économiques actuels. Pour leur part, Wackernagel &

Rees [10] ont plaidé pour l'intégration dans nos modèles économiques du capital naturel, lequel définirait le bassin de RN nécessaire au fonctionnement de l'économie. En tenant compte du capital naturel, le concept des rendements marginaux serait fondamentalement modifié en considérant l'épuisement de certaines RN. Aussi, l'investissement dans le capital naturel serait désormais identifié comme une variable des modèles de croissance économique et l'empreinte écologique pourrait être minimisée.

Les lignes précédentes n'offrent qu'un bref tour d'horizon du débat entourant la considération accordée aux RN dans la théorie économique. Toutefois, nous pouvons constater la présence d'une certaine dualité dans le débat. Selon nous, deux références résument d'ailleurs bien cette dualité de pensée. D'une part, Mayumi et al. [11] adhèrent à la remise en question de l'hypothèse de substituabilité des facteurs de production propre à la théorie économique. Aussi, ils défendent le modèle de Georgescu-Roegen qui pose l'équilibre des flux de matière et d'énergie comme contrainte aux processus de production. Nous présentons d'ailleurs plus loin dans ce document le modèle de Walls & Palmer [13] qui a en partie formalisé cette approche de Georgescu-Roegen. Mayumi et al. sont donc d'avis, en s'inspirant entre autres du paradoxe de Jevons¹ [14], qu'un choix s'impose entre le niveau de vie général et la consommation du capital naturel. D'autre part, Ayres [12] déplore l'analogie faite par les pourfendeurs de la notion du capital naturel entre les processus économiques et écologiques. Il soutient de plus que la monnaie, et non l'énergie, demeure le médium d'échange le plus fonctionnel. Mais là où Ayres soulève un élément fondamental, des plus fondés d'après nous, est le fait que les processus écologiques, bien qu'ils présentent des comportements d'interaction, ne sont pas façonnés par des échanges définis par des préférences et utilisant un médium d'échange tel qu'on le retrouve dans les processus économiques.

Le lecteur peut donc retenir un constat général sur les fondements du débat exposé précédemment. Il semble que beaucoup dépende de la définition des frontières spatiales et temporelles des processus économiques et, en particulier, de l'impact de cette définition sur les variables observées, sélectionnées et

¹ Le paradoxe de Jevons peut se décrire par le transfert des gains technologiques aux consommateurs, lesquels consomment davantage un bien dont le contenu en ressources est rationalisé et le coût réduit. Le paradoxe s'observe lorsque la consommation agrégée augmente dans une proportion supérieure à la baisse de la teneur en ressource du bien, ce qui mène à une utilisation supérieure de la ressource.

Ex. : • Période t_1 : Consommation moyenne de 500 automobiles, contenant 500 kg de métal, par 1 000 habitants;
Consommation totale de 250 000 tonnes de métal.

• Période $t_1 + \Delta t$: Consommation moyenne de 1 000 automobiles, contenant 400 kg de métal, par 1 000 habitants;
Consommation totale de 400 000 tonnes de métal.

analysées. C'est particulièrement l'objet sur lequel se penche l'ACV car la définition des frontières des systèmes à l'étude y est fondamentale. Or, l'ACV a été principalement utilisée pour l'évaluation des impacts environnementaux des processus économiques, plutôt que pour l'évaluation de leurs bénéfices économiques en soi. Parmi les auteurs ayant relevé cette lacune [15, 16, 17, 18], Petersen & Solberg [18] ont proposé que les ACV s'effectuent en considérant plusieurs alternatives au regard des frontières du système étudié plutôt que d'adopter une approche axée sur le capital naturel. La portée et l'utilité de la méthode en seraient améliorées, en tant qu'outil d'aide à la décision dans le choix de politique publique entre autres. Aussi, ils recommandent le développement de modèles dynamiques de type input-output où les substitutions de prix et de revenus, comme les changements technologiques, seraient considérées de façon endogène. Petersen & Solberg reconnaissent toutefois que de tels modèles nécessiteraient une évaluation économétrique précise de l'élasticité de l'offre et de la demande. Avant d'aborder davantage les aspects techniques des différents modèles éprouvés, la section suivante offre un portrait des fondements philosophiques à la base de l'ACV et des approches méthodologiques qui en découlent.

C. Fondements philosophiques et approches méthodologiques

L'ACV est principalement une méthode servant à mesurer les impacts environnementaux des différentes activités économiques et ce, sur tout le cycle de vie du produit ou du processus de production à l'étude. L'approche porte d'ailleurs souvent le qualificatif de « berceau à la tombe » (*cradle-to-grave*). Ainsi, l'évaluation environnementale d'une activité économique inclut aussi bien l'impact des facteurs de production entrant dans le processus étudié que les effets polluants associés aux produits qui en résultent. La plupart des auteurs s'entendent pour décomposer l'ACV en quatre grandes étapes [15, 16, 17, 19], soit :

- 1) Définition des frontières du système, produit ou processus étudié et des unités fonctionnelles (m² de plancher, litres de carburant, etc.);
- 2) Compilation des données (inventaire);
- 3) Évaluation des impacts;
- 4) Interprétation et évaluation des améliorations possibles.

L'aspect économique n'est pas réellement intégré dans cette méthode, sauf parfois lorsqu'on fait usage des valeurs économiques en guise d'unités fonctionnelles (étape 1) ou pour pondérer les inventaires et les impacts (étapes 2 et 3).

O'Rand et Krecker [20] ont étudié la portée de l'ACV dans la littérature des sciences sociales, dont l'économie. Si leur revue ne nous apporte pas une grande assistance dans l'objet de notre recherche, elle demeure néanmoins utile dans la compréhension du concept de l'analyse du cycle de vie. Ces auteurs définissent le cycle de vie comme un processus générationnel des populations et le distinguent des concepts de durée de vie et de cours de vie. Le cycle de vie se différencie du fait qu'il prend en considération les facteurs intergénérationnels, autant dans l'étude de l'évolution des groupes de population que de celle des espèces naturelles. On constate donc que la notion de cycle de vie est particulière en cela qu'elle élargit les frontières de l'analyse. Relativement à l'application du concept en économie, O'Rand et Krecker n'en retiennent cependant que son utilisation dans l'étude des comportements des agents économiques dans le temps. Ces auteurs n'ont donc pas étudié l'impact du concept sur l'allocation des ressources dans nos systèmes économiques. Cependant, cela pourrait difficilement faire l'objet de critiques puisque la dimension environnementale du concept de cycle de vie était encore peu développée dans l'analyse économique lors de la publication de cet article. À cet effet, et puisque l'objet de la présente revue de littérature n'est pas de faire l'historique comme tel de l'ACV, le lecteur appréciera probablement les travaux de Udo de Haes & Heijungs et Heiskanen [15, 21] pour connaître l'évolution historique de l'ACV. Une appréciation historique de celle-ci permet de mieux en comprendre les capacités et les limites. Ces limites se situent surtout dans le caractère subjectif associé à l'ACV relativement à la définition des objectifs de départ, des frontières du système à l'étude et du mode d'allocation des ressources utilisées et des impacts environnementaux. Ce caractère subjectif a d'ailleurs été critiqué sous différents angles [15, 16, 18, 19, 23]. Nous analysons, dans les lignes qui suivent, les limites relevées avant de nous tourner davantage vers les fondements philosophiques sous-tendant l'ACV. Ces fondements sont en effet déterminants pour expliquer la nature des limites de l'approche causées par son caractère subjectif.

La subjectivité dans la définition des objectifs se constate dès le moment où un auteur sélectionne les impacts environnementaux à mesurer et, possiblement, à contrôler. On la détectera particulièrement dans les ACV réalisées en entreprise pour la caractérisation et/ou la promotion d'un produit donné [15]. Ayres [17] déplore aussi qu'on l'ait retrouvée dans certaines ACV menées par des chercheurs non-économistes qui proposaient de substituer le bilan énergétique à l'évaluation économique comme critère décisionnel. Pour leur part, Bouman et al. [24] ont adopté une séquence analytique qui induisait forcément un certain degré de subjectivité en subordonnant l'analyse économique à d'autres outils d'analyse.

La subjectivité est aussi présente dans la définition des frontières des systèmes étudiés dans une ACV alors que, par convention semble-t-il, la plupart de celles-ci ne comptabilisent pas la consommation de ressources, ni les émissions polluantes, des biens en capital contribuant à la production du bien [15, 16]. Un exemple simple serait, pour une ACV sur l'éthanol-maïs, l'exclusion des ressources consommées et des émissions produites par la production des silos d'entreposage du maïs transformé en éthanol. À cet effet, mentionnons que certaines méthodes sont proposées pour atténuer la subjectivité de l'ACV concernant la définition des frontières. Le modèle « input-output » de Leontief [25] a inspiré une méthode d'ACV qui assure, grâce aux matrices établissant pratiquement toutes les relations entre les intrants et les extrants dans l'ensemble des processus économiques, que presque aucun secteur de l'économie ne soit omis dans la définition des frontières [26, 27, 28].

Enfin, la subjectivité peut aussi survenir dans l'étape de l'allocation des ressources et des impacts environnementaux. Si les valeurs physiques demeurent encore la base du mode d'allocation de plusieurs études, les valeurs économiques sont aussi souvent utilisées, parfois remises en question [16], parfois favorisées [15, 19, 29]. Certains auteurs font aussi appel aux comités d'experts (*experts panel*) qui déterminent les pondérations à attribuer à chaque facteur de production et à chaque produit. Si les valeurs physiques sont contestées du fait que l'on présume de la linéarité des fonctions de production, les valeurs économiques le sont quant à elles en raison des fluctuations des prix qui risquent de déformer l'allocation, tandis que les comités d'experts sont remis en question pour des raisons de subjectivité [16].

Bien qu'absente de notre démarche au départ, l'origine philosophique de l'ACV nous est rapidement apparue comme essentielle à la compréhension de l'approche et pour nous permettre d'en faire une application éclairée. Cet aspect a son importance en raison, principalement, des lacunes de certaines ACV qui peuvent en résulter si celles-ci reposent sur des hypothèses trop subjectives. À un point tel que cet aspect a mené Heiskanen [21] à qualifier l'ACV de logique institutionnelle plutôt que de méthode empirique. Pour cette auteure, la logique institutionnelle est la tendance qui s'est développée à faire usage de l'ACV pour faire valoir, en fait, des objectifs prédéterminés et en soi relativement arbitraires ou idéologiques. L'adoption de l'ACV serait donc davantage le résultat d'une culture s'étant développée autour du concept de cycle de vie. Or, cette méthode demeurerait impraticable puisque l'on ne pourra jamais espérer que des millions de produits soient évalués sous l'angle de l'ACV et que cette évaluation soit ensuite considérée par

des milliards de consommateurs. Heiskanen relève tout de même des éléments favorables à l'ACV. Cette méthode met en lumière les relations humains-nature, ce que peu de méthodes ont réussi auparavant. Elle constitue aussi un outil valable pour les producteurs dans les phases de développement de procédés et de produits. À cet effet, l'auteure argumente que, dans le contexte de la mondialisation qui éloignerait de plus en plus les consommateurs des producteurs, l'ACV pourrait contrecarrer ce que Ulrich Beck qualifiait d'« irresponsabilité organisée » [22], soit la tendance des entreprises à déconsidérer systématiquement les facteurs humains ou sociaux de leurs processus de production.

Steen [23] a plutôt analysé l'ACV sous l'angle des systèmes de valeurs pour mieux appréhender l'enjeu de la subjectivité. Par exemple, l'allocation dans l'ACV serait soumise aux valeurs attribuées, soit celles relevant de la morale mais soumises à une certaine gradation, plutôt qu'aux valeurs établies qui sont déterminées par la morale mais sans être ordonnées. Après avoir établi un portrait des différents systèmes de valeurs, l'auteur a exposé dix choix de valeurs qui se présentent dans l'ACV et comment ils peuvent être classés selon que l'on adoptera une approche de durabilité flexible ou rigide². Il en découle alors une dichotomie dans les approches pouvant se résumer comme suit. La durabilité flexible, d'une part, considère le capital naturel comme le résultat des échanges qui, eux, sont déterminés par les préférences des agents. De plus, la durabilité flexible ne tient compte que des variables qui sont touchées significativement par un changement donné, restreignant ainsi les frontières du système étudié, et elle considère les données marginales plutôt que les données moyennes du processus étudié. On remarque donc que cette vision s'inscrit davantage dans la vision de Solow en ce qui concerne l'inclusion des ressources considérées et leur substituabilité. D'autre part, la durabilité rigide accepte plutôt une version absolue de la notion de capital naturel de même que la protection de toutes les ressources touchées par un processus. Elle évolue donc dans un cadre où les frontières sont élargies pour inclure toutes les ressources touchées et elle utilise en conséquence des données moyennes plutôt que des données marginales.

Ekvall et al. [30] et Tillman [31] ont développé une vision se rapprochant de celle de Steen, mais en analysant plutôt les éléments de subjectivité de l'ACV sous l'angle de l'éthique normative. Dans cette vision, les concepts de durabilité flexible et rigide de Steen peuvent s'apparenter respectivement à ceux de prospective et de rétrospective d'Ekvall et al. et de Tillman. La prospective utilise des données marginales et ne détermine les frontières du système étudié qu'en fonction des processus touchés significativement. La

² Traduction libre pour *weak sustainability* et *strong sustainability*

rétrospective, quant à elle, utilise des données moyennes et favorise l'allocation physique plutôt qu'économique des facteurs et des produits. Les auteurs approfondissent leur vision en classant les notions de prospective et de rétrospective selon les différentes normes éthiques, soit :

- a) éthique téléologique : action évaluée par la valeur de ses conséquences;
- b) éthique déontologique : action évaluée par la valeur des principes qui les sous-tendent, nonobstant ses conséquences;
- c) éthique contextuelle : action évaluée selon le contexte dans lequel elle est réalisée (cas par cas);
- d) éthique institutionnelle : action évaluée en fonction d'une règle ou d'un ensemble de règles préétablies.

En combinant l'ensemble de ces normes, les auteurs classent principalement la rétrospective sous l'éthique institutionnelle (téléologique ou déontologique) et la prospective sous l'éthique contextuelle téléologique.

Les approches de Steen, d'Ekval et al. et de Tillman (SET) nous semblent beaucoup plus pertinentes à quiconque explore les différentes méthodologies pour intégrer l'aspect économique à l'ACV. D'abord, la vision SET offre un cadre d'analyse permettant de mieux appréhender la question de la subjectivité inhérente à l'approche du cycle de vie et, si possible, d'en mitiger les effets indésirables. Pour sa part, Heiskanen restreint plutôt l'ACV au développement des produits par les entreprises, ce qui peut quand même mener celles-ci à développer une plus grande responsabilité sociale. Par ailleurs, la vision SET nous outille davantage dans le choix relatifs à la méthodologie et au type de données utilisées (e.g. données moyennes vs données marginales).

D. Modèles d'équilibre partiel

Bien qu'il soit difficile de trouver dans la littérature des liens formels entre les deux approches, il nous semble que les modèles d'équilibre partiel soient ceux qui se rapprochent le plus de la vision SET. Walls & Palmer [13] ont développé un de ces modèles (nommé modèle WP par la suite), prévu plus particulièrement pour évaluer la performance des différents outils de politique publique (taxes, subvention, réglementation) dans la recherche de l'optimum social. Techniquement, le modèle consiste à maximiser le surplus social net (SSN), sujet à certaines contraintes d'équilibre physique, relativement à la gestion des

déchets. Le SSN se calcule par le surplus du consommateur moins le coût de production interne des firmes et le coût externe associé aux impacts environnementaux³. Les contraintes physiques représentent quant à elles la principale caractéristique faisant en sorte que le modèle tient compte d'une hypothèse fondamentale de l'approche de l'ACV. La première de ces contraintes balance les variables physiques en équilibrant, d'une part, la quantité de matières premières utilisées comme intrant (matières vierges ou recyclées) et, d'autre part, la quantité de produit principal et celle de coproduit résultant du processus de production (e.g. éthanol et drèche de distillerie). Dans cette contrainte, le coproduit est décomposé en matière polluante et en matière non-polluante. La deuxième contrainte cherche à équilibrer, d'une part, la quantité d'intrant autre que la matière première (intrant « non-matériel ») et, d'autre part, la quantité de résidus polluants et non-polluants générés par l'utilisation de cet intrant. Mentionnons de plus, à un niveau plus théorique, que le travail et le capital sont aussi pris en compte dans le modèle mais qu'ils sont agrégés dans une même variable. De plus, le modèle suppose que cet intrant ne génère pas d'extrait polluant, c'est-à-dire que la contribution associée à la production des biens en capital entrant dans le processus de production principal n'est pas comptabilisée dans les impacts environnementaux.

Il résulte alors du modèle WP la maximisation du surplus du consommateur diminué du coût privé des firmes, défini par leur fonction de production, et des coûts externes environnementaux. Les conditions de premier ordre de cette optimisation stipulent que chaque intrant est utilisé jusqu'au point où son bénéfice social marginal égale son coût social marginal, ce dernier étant déterminé selon les fonctions de coûts environnementaux établies préalablement. Si le modèle WP demeure relativement théorique, il constitue aussi un modèle qui intègre mieux les considérations d'équilibre des masses physiques et d'émissions polluantes que certaines autres applications d'équilibre partiel.

Parmi ces autres applications, Bernard & Prieur [32] ont évalué la politique française d'encouragement de la production de biocarburant. Leur modèle cherchait à établir le niveau optimal d'exemption de taxes sur les biocarburants pour réaliser pleinement les objectifs de la politique française. Il s'agissait, dans un premier temps, de maximiser à la fois les profits des producteurs agricoles produisant la matière première, soit la betterave à sucre et le blé, et ceux des producteurs de biocarburant. Dans un deuxième temps, le modèle minimisait les coûts d'achat de biocarburant par les raffineries en considérant pour contraintes les règlements relatifs aux émissions polluantes comme le CO₂. Cette analyse marginale devait ensuite

³ Nous référons le lecteur à l'annexe en fin de document pour une description graphique d'un exemple simple du concept de surplus social.

procurer les niveaux de production utilisés pour mener l'ACV et calculer les réductions d'émissions polluantes réelles. Ce modèle, en prenant pour point de départ une politique établie, ne peut évidemment pas prêter flanc aux inconvénients de choix subjectifs. Une conséquence positive est aussi que, partant d'optimisations dont les variables sont en bonne partie exogènes, l'allocation nécessaire à l'ACV ne se plie pas non plus à des critères subjectifs. En contrepartie, le modèle de Bernard & Prieur n'intègre pas aussi bien que le modèle WP les facteurs physiques car si ceux-ci sont considérés comme contraintes de la maximisation du profit des producteurs de biocarburant, ils ne le sont pas dans la maximisation des profits des producteurs agricoles. Il en est de même dans le cas du modèle que Bouman et al. [24] utilisent, où un modèle d'équilibre partiel sert à évaluer des objectifs déterminés préalablement par d'autres méthodes, soit l'analyse des flux matériaux et l'ACV sur les impacts environnementaux nommément. Le modèle de Bouman et al. comporte donc sensiblement les mêmes avantages et limites que celui de Bernard & Prieur.

En examinant les modèles d'équilibre partiel dans leur ensemble, ceux-ci comportent plusieurs aspects intéressants pour le but de notre recherche. D'abord, ils s'inscrivent dans la vision prospective d'Ekval et al. et Tillman, ou celle de durabilité flexible de Steen, en appréhendant la notion du cycle de vie sous l'angle de l'analyse marginale des changements significatifs (par la maximisation d'objectifs comme le SSN ou les profits des agents) plutôt que par une analyse globale de tout le processus de production. Steen rapporte d'ailleurs que plusieurs auteurs sont d'avis que la durabilité flexible est l'approche à privilégier pour définir des critères décisionnels, dans le choix de politiques publiques entre autres, tandis que la durabilité rigide répond plutôt à des besoins informationnels des agents (e.g. bilans énergétique et environnemental des processus). Par ailleurs, les modèles d'équilibre partiel apparaissent comme un compromis acceptable pour tester l'hypothèse de l'équilibre physique, défendue par les tenants de l'assimilation de la théorie économique aux lois de la thermodynamique, et celle de la pleine substituabilité des facteurs de productions de la théorie néoclassique. Aussi, les modèles d'équilibre partiel se détachent, en quelque sorte, du débat sur le caractère subjectif de l'ACV en intégrant dans leurs contraintes des équilibres physiques prédéterminés dans les ACV. Autrement dit, les modèles d'équilibre partiel mesurent les scénarios déterminés au préalable par les ACV sur les impacts environnementaux. On pourra évidemment toujours prétendre que le modèle demeure dépendant des effets subjectifs du mode d'allocation adopté dans l'ACV préalablement utilisée. Or, il faut préciser que le modèle d'équilibre partiel peut subir ces effets subjectifs mais ne participe pas à leur apparition. Le choix de la maximisation des profits des agents peut aussi constituer un choix de nature subjective, mais il est raisonnable de croire qu'un objectif comme celui

du SSN du modèle WP ferait l'objet d'un assez large consensus, autant auprès de la communauté des sciences naturelles que de celle des sciences sociales.

Considérant la portée assez large et les autres avantages du modèle d'équilibre partiel, celui-ci servira de base comparative aux autres méthodes qui intègrent l'aspect économique dans l'ACV. Ces autres méthodes, discutées dans les sections suivantes, sont celles de l'approche multicritère, l'éco-efficience et le coût du cycle de vie. Pour chacune, nous portons une attention particulière aux applications faites à l'industrie des biocarburants.

E. Approche multicritère

Il faut d'abord préciser que l'approche multicritère n'est pas une technique en soi mais plutôt un mode d'intégration des enjeux économiques, environnementaux et des ressources naturelles. Sous cette approche, plusieurs chercheurs ont exploré des méthodes d'optimisation pouvant intégrer des techniques jusque-là considérées distinctement [33, 34, 35]. Cependant, la plupart du temps, les techniques utilisées le sont en parallèle plutôt que de façon intégrée.

Hanegraaf [36] a soulevé parmi les premiers l'importance de concilier différents objectifs jusque-là traités séparément (e.g. environnement et économie), en particulier au regard de la production de biomasse d'origine agricole. L'approche consistait principalement à intégrer l'ACV dans la construction d'un indicateur global. Celui-ci se constitue par la pondération de 12 critères environnementaux et de trois critères économiques, soit le coût de l'énergie produite, le coût de l'élimination des émissions de CO₂ et la création d'emploi par hectare de culture de biomasse. De l'aveu même de l'auteure, l'approche est subjective relativement à la sélection des critères. Cependant, elle précise également que l'exercice visait davantage à sensibiliser la communauté académique à l'importance d'adopter une approche multidisciplinaire poursuivant un ensemble d'objectifs simultanément.

À une même époque, Azapagic & Clift [34] ont mieux intégré les objectifs économiques et environnementaux en développant un modèle d'optimisation, bien que celui-ci dût servir avant tout à la décision en entreprise plutôt que pour les choix publics. L'optimisation en question, appliquée au secteur de la production de composés de bore, consiste en une série de maximisation de fonctions d'objectif basées sur des critères environnementaux et économiques. L'approche du cycle de vie y est reflétée par les

contraintes de balance d'énergie et de matière. Le modèle vise donc à optimiser séquentiellement ces fonctions d'objectif, sous les contraintes décrites, pour former par la suite une surface multidimensionnelle d'efficacité au sens de Pareto, c'est-à-dire des niveaux de production où il est impossible d'améliorer une fonction d'objectif sans en détériorer une autre. Il en résulte donc un ensemble d'alternatives s'offrant aux décideurs en entreprise plutôt qu'une prescription unique, ce qui atténue de beaucoup le caractère subjectif retrouvé dans plusieurs approches multicritères. On pourrait y voir un modèle se comparant de façon équivalente au modèle WP mais ce dernier nous semble plus avantageux. En effet, l'optimisation du modèle WP considère les objectifs des consommateurs comme ceux des producteurs en plus de certains autres de nature sociale (coûts publics). À notre avis, le modèle d'Azapagic & Clift ne saisit donc pas aussi bien le bien-être du consommateur. Cependant, les auteurs semblent reconnaître ce fait puisqu'ils suggèrent de faire appel au coût du cycle de vie pour élargir les frontières du système. Nous verrons plus loin comment cette approche peut aussi poser des problèmes.

De façon semblable à Hanegraaf [36], Schneider & McCarl [37] ont mené une étude sur l'efficacité de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) de différents produits agricoles transformés en biocarburant. Les auteurs ont étendu le modèle Agricultural Sector Model (ASM), conçu principalement pour évaluer les impacts environnementaux des politiques agricoles, en y intégrant la mesure des émissions de GES et les conséquences économiques de l'élimination de celles-ci. Les bénéfices aux producteurs agricoles autant qu'aux consommateurs étaient évalués sur la base de la valeur allouée aux crédits de carbone. Le bien-être du consommateur était évalué sur la base du critère Kaldor-Hicks, lequel stipule qu'une option est favorable tant que les bénéfices de tous les agents excèdent les coûts qu'ils subissent globalement et qu'il y a possibilité de compensation des agents affectés par les bénéficiaires de l'option choisie. Cette approche nous semble d'ailleurs moins appropriée que la notion du surplus social privilégiée par Walls & Palmer car le critère Kaldor-Hicks laisse un certain vide institutionnel qui risque de faire dévier un système de l'optimum social. À cet effet, le modèle WP intègre mieux la notion d'externalités en sélectionnant un niveau de production qui maximise le bénéfice de différents agents sous la contrainte des externalités environnementales.

D'autres études ont fait usage de l'approche multicritère dans la production de biocarburants de sources agricoles [33, 35]. Celles-ci ont toutefois surtout ciblé les objectifs économiques et environnementaux en

entreprise, donc du côté de la production seulement et à l'image de Azapagic & Clift, mais à un degré de raffinement moindre que dans les travaux de ces derniers.

L'approche multicritère a aussi souvent pris la forme de tentatives d'intégration des analyses coûts-bénéfices et du cycle de vie (ACB/ACV). L'intérêt vient du fait, comme le souligne Weidema [38], que les deux techniques ont partagé, tout au long de leur histoire, un but commun : l'évaluation globale d'impacts que le marché concurrentiel n'évalue pas. C'est d'ailleurs sur cette base que cet auteur a plaidé pour une meilleure intégration des deux techniques. Bien que Weidema exploite ses arguments et fonde sa démonstration davantage au regard d'enjeux sociaux et politiques (e.g. droits humains), l'exercice peut raisonnablement se transposer aux questions « enviro-économiques ». À cet effet, Weidema offre quelques recommandations pour bien intégrer les deux techniques. En premier lieu, il privilégie l'analyse descendante des impacts (*top-down*) plutôt qu'ascendante (*bottom-up*); la première allant des dommages aux inventaires et la deuxième en sens inverse. La trajectoire d'impact en serait simplifiée en permettant au chercheur de se concentrer sur les impacts d'intérêt majeur plutôt que sur l'ensemble des impacts engendrés par tout l'inventaire des intrants du système de production. Il est aisé ici de voir le lien avec la durabilité flexible de Steen ou la prospective d'Ekval et al. et Tillman. Weidema est d'avis que par l'analyse descendante, on arrive à contourner un des problèmes typiques de l'ACV, soit une définition excessivement large des frontières rendant difficile la concentration de l'analyse sur la problématique principale. Weidema propose de plus de convertir le critère Kaldor-Hicks propre à l'ACB en un critère plus inclusif. Cette dernière critique, que nous faisons nôtre dans les lignes précédentes, fait d'ailleurs valoir le modèle WP. Concrètement, Weidema propose en fait de convertir les scores distincts de l'ACB et de l'ACV sur une base commune, soit la contrainte budgétaire. Bien que ce concept soit intéressant, l'auteur n'explicite malheureusement pas sur une méthode pratique pour le mettre en application.

Il semble que les recommandations de Weidema aient trouvé peu d'échos dans la littérature. Bien que certaines tentatives soient d'intérêt [39, 40, 41], on ne peut toutefois parler d'intégration réelle de l'ACV à l'ACB. La plupart des études ont plutôt traité en parallèle les deux techniques, alors que les objectifs environnementaux sont définis préalablement par l'ACV et l'ACB est ensuite appliquée en considérant les mesures nécessaires pour atteindre les objectifs environnementaux déterminés préalablement. L'exercice qui nous semble le plus intéressant est celui de Styles & Jones [41] alors que ces auteurs ont procédé à une certaine forme d'intégration en allouant les coûts et les bénéfices tout au long du cycle de vie du

système étudié. Cependant, l'ensemble de ces études se tournent davantage vers l'analyse de scénario plutôt que l'étude empirique, laquelle permet l'optimisation de fonction d'objectifs et nous semble préférable. À la limite, lorsque l'analyse de scénario est inéluctable, l'approche d'Azapagic & Clift nous semble à privilégier puisqu'elle offre un « panier » d'options plus élaboré aux décideurs et qu'elle intègre mieux la notion d'optimum.

F. Éco-efficience

Bien que l'éco-efficience puisse être catégorisée parmi les techniques multicritères, elle mérite un traitement distinct du fait, surtout, qu'elle est largement répandue en tant qu'indicateur enviro-économique en entreprise et qu'elle fait l'objet d'un débat important à ce titre dans la communauté académique. En général, on définit l'éco-efficience comme le ratio de la performance économique sur la performance environnementale d'une activité économique donnée [42, 43]. Zhang et al. [44] privilégient pour leur part une définition se rapprochant davantage de l'analyse marginale en décrivant l'éco-efficience comme le ratio de la valeur ajoutée des produits ou services sur leurs impacts environnementaux ajoutés. Fet [42] fait une distinction entre les indicateurs de développement durable et l'éco-efficience car cette dernière n'intégrerait pas la dimension sociale aussi bien que les premiers. Cela étant dit, cette auteure offre un portrait d'ensemble instructif de la technique en l'illustrant notamment par différentes études de cas. On peut en retenir que l'éco-efficience consiste principalement en un outil de suivi du rapport entre les performances économique et environnementale d'une activité en entreprise, où l'ACV est souvent intégrée pour mesurer la performance environnementale inscrite au dénominateur du ratio. Comme d'autres techniques discutées précédemment, celle-ci s'adresse donc davantage aux décideurs en entreprise qu'aux mandataires des choix publics. Or, devant l'aspect pratique et relativement flexible de l'éco-efficience, celle-ci a été l'objet d'une certaine institutionnalisation internationale alors que l'on recommande de plus en plus aux firmes cet outil comme indicateur privilégié. Cet instrument dépasse donc la seule finalité informative pour les entreprises et les consommateurs, comme souligne Fet, puisque certains agents en font désormais un standard de leur industrie. Fet est d'avis cependant qu'il faudrait mieux intégrer la dimension sociale à l'éco-efficience pour prétendre à un réel standard.

On doit préciser qu'il existe un débat allant bien au-delà des considérations relativement techniques décrites précédemment. Hukkinen compte sûrement parmi ceux qui soulignent le plus ardemment les contraintes et les limites de l'éco-efficience [43, 45]. Cet auteur déplore principalement le caractère

universaliste et prescriptif de l'instrument [43]. Ainsi, l'éco-efficience limiterait les capacités cognitives des autorités locales à gérer efficacement et effectivement l'enjeu du développement durable de leur environnement immédiat. Par conséquent, le citoyen n'aurait pas ou peu d'emprise sur cet enjeu et il deviendrait en quelque sorte désensibilisé aux défis enviro-économiques se posant à lui. Dans la perspective d'Hukkinen, l'éco-efficience serait inadéquate pour définir des politiques environnementales raisonnées, du moment où l'on admet que celle-ci ne saisit pas les contextes locaux et/ou régionaux. La critique d'Hukkinen sur l'éco-efficience peut être mise en parallèle à celle d'Heskanen sur l'approche de cycle de vie : l'universalisme de l'éco-efficience dépeinte par Hukkinen pouvant s'apparenter à l'institutionnalisme de l'ACV décrite par Heskanen. Cependant, il nous semble que Hukkinen accorde un rôle exagéré à l'éco-efficience en la confondant avec des facteurs de nature politique. En effet, l'équilibre des pouvoirs entre les autorités locales ou régionales, d'une part, et nationales ou internationales, d'autre part, n'est pas tant influencé par l'adoption élargie de certains indicateurs comme par l'existence d'institutions pertinentes et la définition de juridictions claires sur les questions de développement durable.

Dans un autre article, Hukkinen met mieux en relief, selon nous, trois lacunes réelles de l'éco-efficience [45]. En premier lieu, la forme fonctionnelle de l'éco-efficience ne permet pas de saisir l'effet rebond des gains technologiques, que l'on compare au paradoxe de Jevons. En effet, des gains d'éco-efficience d'une firme dont les activités exploitent un écosystème sensible peuvent très bien ne pas refléter une rationalisation dans l'utilisation des ressources de cet écosystème. Il en est ainsi lorsque la firme réussit à augmenter la valeur économique de ses activités (e.g. hausse de prix, gain de parts de marché) dans une proportion supérieure à la croissance des impacts environnementaux de ces mêmes activités. Deuxièmement, Hukkinen désapprouve le lien entre l'éco-efficience et la deuxième loi de la thermodynamique. Pour l'auteur, l'éco-efficience est lacunaire du fait qu'elle repose sur le principe de l'irréversibilité des processus naturels alors que les processus économiques sont réversibles en raison de la substituabilité des facteurs et des technologies de production. À cet effet, Hukkinen illustre son propos par la sous-utilisation de l'énergie solaire. Le troisième inconvénient de l'éco-efficience relevé concerne les frontières des systèmes qui, selon l'auteur, sont définies de façon trop large dans le contexte actuel. C'est dans cette perspective que Hukkinen est d'avis que l'universalisme peut altérer les bases cognitives et institutionnelles des autorités locales et des citoyens. Il prône donc une définition des frontières en fonction des systèmes affectés dans la perspective des agents directement touchés par les impacts sur l'environnement, soit les autorités locales et les citoyens. L'auteur est aussi favorable à l'analyse marginale

plutôt qu'à l'analyse globale. Enfin, soulignons que les notions de généralisme et d'universalisme exposées par Hukkinen, l'auteur préconisant la première par rapport à la deuxième, pourrait équivaloir respectivement à l'éthique contextuelle et l'éthique institutionnelle, telles que définies par Ekval et al. [30].

Bleischwitz [46] estime l'utilité de l'éco-efficience tout à l'opposé de l'auteur précédent. Il plaide plutôt en faveur d'un usage accru de l'indicateur car celui-ci stimulerait en fait les bases cognitives et institutionnelles. Les bases cognitives améliorées favoriseraient ensuite la créativité et l'innovation des agents tandis que des bases institutionnelles renforcées soutiendraient les firmes (*private institutions*) dans leurs tentatives d'internalisation des externalités environnementales. À ce propos, Bleischwitz pense que, sans bases institutionnelles fortes et appropriées, les firmes ne sont pas incitées à internaliser les externalités car cet exercice sert le bien public en premier lieu et il risque continuellement d'être soumis au phénomène de resquillage. Sur ce point, il nous semble que les incitatifs institutionnels ne sont pas seuls à agir sur les stratégies commerciales et de production des firmes et que les préférences des consommateurs incitent aussi les firmes à internaliser les externalités. Il faut aussi mentionner que l'approche institutionnelle favorisée par Bleischwitz comporte une forte dimension subjective en proposant, par exemple, l'adoption élargie de mesures prescriptives comme la *Factor four*, laquelle consiste à poursuivre un objectif de réduction de la moitié des impacts environnementaux tout en doublant la performance financière. Or, ce critère assiste peu les décideurs sur un ordre de priorité à établir relativement à la réduction des différents impacts environnementaux. À ce titre, nous estimons comme plus appropriées les contraintes de coûts environnementaux intégrées au modèle WP.

D'un point de vue plus pratique, certains chercheurs ont abordé différentes méthodes pour mettre en application l'éco-efficience sous l'angle de l'analyse du cycle de vie [47, 48, 49]. Entre autres, l'analyse par enveloppement des données (*Data Envelopment Analysis – DEA*) a été mise à contribution par Barba-Gutiérrez et al. [47] et Zhang et al. [48]. Rappelons que la DEA calcule la maximisation de la production en fonction des intrants utilisés. Si la technique a servi à ses origines à mesurer la productivité technique, les auteurs cités dans les lignes précédentes l'ont plutôt étendue à la maximisation du numérateur de l'éco-efficience, soit la performance économique, en fonction de son dénominateur, soit les impacts environnementaux. Dans le cas de Barba-Gutiérrez cependant, le modèle utilisé nous laisse perplexe pour plusieurs raisons. En premier lieu, les auteurs prétendent que le but de l'éco-efficience est de maximiser la valeur économique d'une activité tout en minimisant ses impacts environnementaux. Or, cette

perspective ne tient pas compte du possible effet rebond et du fait qu'il est tout à fait possible d'augmenter un score d'éco-efficience sans minimiser les impacts environnementaux. Deuxièmement, les prix de détail utilisés comme indicateur économique au numérateur du ratio ne nous semblent pas appropriés puisqu'il ne s'agit que d'un paramètre de marché qui est peu révélateur de la performance économique d'une entreprise ou d'une industrie. Par ailleurs, l'utilisation de données biophysiques de certains produits, générées par les auteurs eux-mêmes, nous apparaît plutôt singulière. Soulignons d'ailleurs que les produits mis à l'étude sont caractérisés par une grande hétérogénéité.

Zhang et al. [48] ont aussi fait usage de la DEA; dans leur cas pour mesurer l'éco-efficience industrielle des 30 provinces chinoises par mode empirique. Toutefois, l'ACV n'a pas été intégrée dans la mesure des impacts environnementaux, bien que les auteurs trouvaient pertinent de l'intégrer à un tel modèle. Le fait demeure que leur exercice est intéressant sous plusieurs angles. D'abord, leur modèle adopte l'analyse marginale plutôt que l'analyse globale. De plus, les auteurs font valoir, avec raison, que la DEA contourne le problème de la pondération subjective des impacts environnementaux. Mentionnons toutefois que le modèle WP solutionne en bonne partie cette question en intégrant les coûts publics dans l'optimisation. Le modèle de Zhang et al. traite aussi de façon intéressante autant l'exploitation des ressources naturelles que les impacts environnementaux sur celles-ci en intégrant ces impacts comme intrants à minimiser. Enfin, leur article comporte des éléments de discussion des plus pertinents en relevant les enjeux suivants. Les auteurs reconnaissent d'abord, à l'instar de Fet [42], que l'éco-efficience ne doit pas être considérée comme une mesure de développement durable en soi. De plus, ils reconnaissent l'effet rebond inhérent à l'éco-efficience.

Au regard des biocarburants, Kim & Dale [49] ont offert une analyse intéressante appliquée à la production d'éthanol à partir du maïs aux États-Unis. Ici, l'ACV a servi à l'évaluation des impacts environnementaux de la filière et ce, à partir de la production de grains. Toutefois, la définition des frontières d'analyse de cette étude mériterait d'être clarifiée car il est difficile d'évaluer, par exemple, si l'énergie nécessaire à la production des engrais minéraux utilisés dans la production du maïs-grain a été compilée. On pourrait aussi reprocher à l'exercice de Kim & Dale d'avoir été mené sur un scénario d'usine de biocarburant peu représentatif de la réalité; la capacité de production ayant été fixée à 90 000 tonnes d'éthanol ($\approx 114\,000\,000$ l), alors que les usines réelles ont une capacité moyenne de 174 000 tonnes ($\approx 220\,000\,000$ l). Cela étant dit, la formulation de l'éco-efficience est originale dans la façon de comparer

la performance enviro-économique de la production d'éthanol-maïs d'une dizaine de comtés du Midwest américain. Cette approche nous semble d'ailleurs plus conforme à l'ACV alors que différents intrants d'un même produit sont évalués sur une base commune. Autrement dit, Kim & Dale ont appliqué l'analyse descendante privilégiée par Weidema [38]. Le score d'éco-efficience est alors illustré par une matrice simple mettant en relation l'indice environnemental à l'indice économique. Le premier de ces indices se décrit comme le rapport entre l'ACV d'une alternative sur l'ACV du scénario principal, alors que l'indice économique est calculé par le rapport de la valeur ajoutée sur les coûts d'opération. Les scores des différentes alternatives sont par la suite catégorisés tel qu'illustré ci-dessous, alors que la zone A est à privilégier par les décideurs.

Index environnemental	C	A
	D	B
	Index économique	

L'approche de Kim & Dale offre plusieurs avantages. En premier lieu, les analystes privilégiant l'analyse marginale apprécieront probablement le mode de compilation de l'indice économique. Par ailleurs, l'ACV a été menée sur plusieurs critères environnementaux. La matrice des résultats peut être ensuite construite sur la base de critères distincts comme l'ont fait les auteurs. Cela offre donc la possibilité aux décideurs de définir les objectifs de réduction d'impacts environnementaux, en regard de la performance économique, plutôt que de se voir imposer une solution unique et prescriptive. L'approche de Kim & Dale se rapproche en quelque sorte de la surface de Pareto proposée par Azapagic & Clift [34], en ce sens qu'elle offre un ensemble d'alternatives plutôt qu'une solution unique et prescriptive. Enfin, signalons que Kim & Dale ont apporté dans cet article une réflexion essentielle au regard de la notion de bilan énergétique des produits et des procédés et que cette réflexion devrait grandement inspirer, à notre avis, le débat sur le sujet. Les auteurs font en effet valoir que l'indicateur du bilan énergétique n'a pas été considéré parmi les indicateurs environnementaux étudiés car il n'est pas pertinent à cette fin. Il en est ainsi puisque, d'une part, en vertu des lois de la thermodynamique, aucun procédé ne peut produire davantage d'énergie que celle contenue

dans les intrants de production. D'autre part, le bilan énergétique fait abstraction des services rendus ou de la finalité du procédé. Par exemple, il ne faudrait pas strictement compiler le bilan énergétique sur la base d'un litre de biocarburant, mais bien le comparer aux autres carburants sur la base de la distance parcourue par litre, pour un véhicule donné.

G. Coût du cycle de vie

Le coût du cycle de vie (CCV) est probablement la technique la plus répandue au regard de l'intégration de la dimension économique dans l'ACV. Cependant, et paradoxalement, bien que la technique du CCV puisse être présentée comme la « sœur économique » de l'ACV, les fondements des deux techniques divergent substantiellement [50]. Les divergences en question ont apparemment mené à quelques confusions, dont une certaine hétérogénéité dans la terminologie utilisée [51]. Les analystes ne partagent donc possiblement pas une compréhension commune du concept du CCV. On abordera parfois le CCV sous l'angle des flux biophysiques de matière et d'énergie et souvent sous l'angle du cycle de vie du produit (introduction → croissance → maturité). Le CCV est, plus souvent qu'autrement, mis en œuvre en milieu entrepreneurial pour intégrer les préoccupations environnementales d'ordre public aux décisions d'entreprises, mais pas nécessairement en termes de coûts publics tels que considérés par Walls & Palmer [13]. La classification des coûts sous l'angle du CCV, rapportée par Norris [50], nous aide à mieux saisir cette distinction importante (coûts directs, indirects, contingents, intangibles et externes). Il importe alors de bien comprendre les divergences en place car le CCV, tel que conçu actuellement, n'est probablement pas la technique la plus appropriée pour l'analyse des choix publics. Les divergences soulevées concernent principalement les objectifs et les frontières d'analyse, d'une part, et les considérations temporelles d'autre part.

Au regard des objectifs et des frontières d'analyse, nous savons que l'ACV vise à évaluer les impacts environnementaux des activités économiques, de l'exploitation des matières premières et des ressources naturelles jusqu'à l'élimination des produits en fin de vie économique, en passant par l'évaluation de leurs externalités environnementales. Le CCV, pour sa part, cherche davantage à comparer la rentabilité financière d'investissements privés ou publics [50, 52, 53, 54, 55, 56], sur la base de la vie économique de ces investissements, elle-même basée sur le cycle de vie de produit lorsqu'il s'agit d'investissements privés [53]. Les recherches menées avec le CCV n'inclut donc pas, en général, les coûts publics (ou coûts

externes tels que rapportés par Norris [50] et utilisés par Walls & Palmer [13]). Certaines études ont toutefois exploré des méthodes pour inclure les coûts publics.

Roth & Ambs [57] ont développé le concept de coût standardisé de l'énergie (CSE) (*Levelized Cost Of Energy – LCOE*) en y incluant dans le CCV les externalités suivantes : pollution de l'air, sécurité énergétique, coûts environnementaux reliés à la transmission et à la distribution. Le facteur de standardisation, au demeurant peu détaillé par les auteurs, est en fait un outil d'actualisation. Les externalités sont quant à elles comptabilisées sur la base de valeurs médianes de l'ensemble des données d'autres études. Il faut souligner un aspect intéressant de l'article de Roth & Ambs concernant l'évaluation des coûts environnementaux. Les auteurs privilégient l'utilisation des coûts de contrôle des dommages environnementaux plutôt que les coûts des dommages en soi, car ces derniers sont très complexes à évaluer objectivement. Cette remarque met en évidence la principale difficulté d'application du modèle WP. Les fonctions de coûts externes sont souvent sujettes à la critique sur leur qualité et leur représentativité, principalement en raison de l'absence de marché des externalités environnementales.

Pour sa part, Weisser [58] a aussi utilisé le CSE, en plus de la valeur actualisée nette, pour estimer le CCV de la production d'électricité à partir de sources énergétiques renouvelables. Dans ce cas, les coûts publics ont été indirectement pris en compte en utilisant deux taux d'escompte différents : un taux dit « social » de 7 % et un taux usuel propre aux investissements de marché fixé à 15 %. L'hypothèse soutenant cette approche est le fait que les prix de marché peuvent ne pas considérer la pleine valeur de l'utilisation de certaines ressources pour la société et, par conséquent, cette situation commande d'utiliser un taux d'escompte moindre. Si l'on peut admettre le bien fondé de l'hypothèse en soi, son application est plus difficile à justifier. Ainsi, pourquoi le taux d'escompte social doit être la moitié du taux conventionnel, plutôt que les deux tiers ou les trois quarts par exemple ? L'étude en question n'explique malheureusement pas formellement le choix de ce niveau de taux d'escompte social qui, de notre avis, semble plutôt arbitraire. Dans ce contexte, les coûts de contrôle des dommages de Roth & Ambs nous apparaissent plus adéquats si les fonctions de coûts externes du modèle WP ne peuvent pas être clairement définies.

À propos des considérations temporelles, les concepts avancés par O'Rand & Krecker [20] nous sont ici d'une grande utilité. La plupart des recherches sur le CCV considèrent la durée de vie de l'unité de production sous étude plutôt que le cycle de vie comme tel. Le CCV n'intègre donc pas la dimension

économique relative à la production des intrants en amont, ou des externalités en aval, du produit ou du procédé étudié. L'analyse repose davantage sur la notion de durée de vie, soit de l'unité productive (e.g. usine) [52, 57, 58], du produit [53], ou d'autres concepts comme les rotations de cultures agricoles [54], la distance parcourue [56] ou simplement sur une base annuelle [55]. Il est alors raisonnable de se questionner sur la conciliation de l'ACV et du CCV puisque tous deux reposent sur des bases temporelles différentes. Par exemple, est-il approprié de jumeler une ACV évaluant les impacts environnementaux d'un procédé sur tout son cycle de vie, mais pour un volume de production annuel, tandis que l'on calculera son CCV sur une partie seulement de son cycle de vie mais pour l'ensemble de sa durée de vie, soit plusieurs années ?

H. Conclusion

Cette revue de littérature nous a permis d'étudier le concept du cycle de vie, de quelle façon ce concept peut être intégré à l'analyse économique et les différentes techniques éprouvées pour y arriver. Mais à la base de notre exercice, nous avons constaté qu'il importait spécifiquement de connaître et d'intégrer les fondements philosophiques et sociologiques de l'approche du cycle de vie dans l'analyse économique. Parmi les fondements sociologiques, les concepts de cours de vie, de durée de vie et de cycle de vie, tels que présentés par O'Rand & Krecker (20), nous permettent de mieux circonscrire l'approche du cycle de vie, particulièrement au regard de la définition des frontières d'analyse. Aussi, les fondements philosophiques développés par Heskanen [21], Steen [23], Ekväl et al. [30] et Tillman [31] nous ont guidé pour le reste de notre revue. Ainsi, l'analyse marginale propre à la durabilité flexible de Steen et à la prospective d'Ekval et al. et Tillman nous semble plus appropriée dans le contexte de la théorie économique moderne.

À ce titre, le modèle d'équilibre partiel de Walls & Palmer [13] nous apparaît comme celui observant le mieux les principes mis de l'avant par Steen, Ekväl et al. et Tillman. Toutefois, deux difficultés résident dans le modèle WP, particulièrement si l'on souhaite l'appliquer à l'industrie des biocarburants. D'une part, puisque cette industrie est relativement nouvelle, il est incertain que les données nécessaires seront disponibles et accessibles. De plus, le modèle WP comporte la difficulté de définir ou d'utiliser des fonctions de coûts externes de qualité et représentatives, ce qui peut s'avérer difficile dans le contexte d'absence de marché des externalités environnementales. Malgré ces limites, le modèle WP demeure tout de même,

selon nous, avantageux par rapport aux autres méthodes. De ces autres méthodes, nous avons examiné les approches multicritères, l'éco-efficience et le coût du cycle de vie.

Au sein des différentes approches multicritères, nous pensons que la frontière de Pareto, telle que définie par Azapagic & Clift [34], est celle s'approchant le plus et représentant la meilleure alternative à l'exercice d'optimisation de Walls & Palmer. Il faudrait alors voir comment le modèle d'Azapagic & Clift pourrait s'appliquer aux choix publics plutôt qu'aux décisions en entreprise. L'ACB/ACV n'offre pas un degré d'intégration des enjeux environnementaux et économiques aussi raffiné selon nous.

Au regard de l'éco-efficience, notre principale réserve a trait à l'incapacité actuelle de cette approche à tenir compte de l'effet rebond. Il serait toutefois intéressant que des travaux s'attardent à corriger cette situation et possiblement en arriver à un outil d'éco-efficience amélioré. Enfin, concernant le coût du cycle de vie, la divergence dans les bases temporelles avec l'ACV nous apparaît une lacune majeure et, pour cette raison, le CCV, dans sa forme actuelle, représente la technique que nous privilégions le moins. Évidemment, des travaux visant à concilier les frontières d'analyse et les bases temporelles de l'ACV et du CCV seraient tout indiqués.

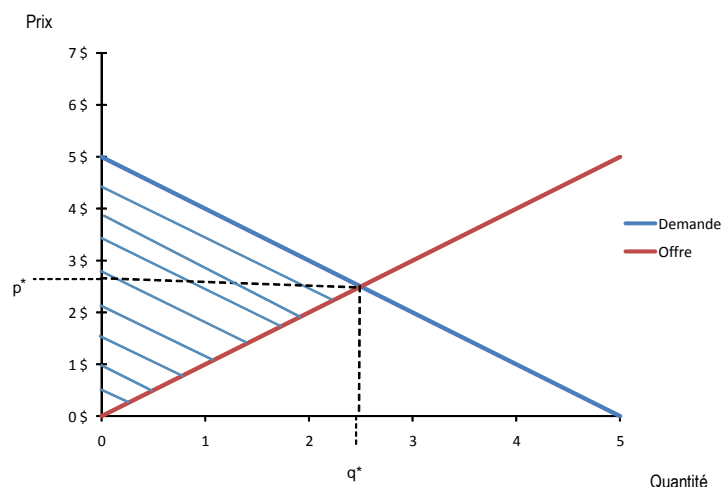
I. Annexe

Présentation du surplus social

Avant de présenter le concept de surplus social, certains lecteurs apprécieront possiblement quelques explications de base sur l'équilibre de marché, tel qu'illustré au graphique 1. Dans ce graphique, la courbe d'offre est générée à partir de la fonction de coût des producteurs. On constate la forme croissante de la courbe, ce qui reflète la relation positive entre le prix de marché et la quantité offerte par les producteurs. Dans le cas de la demande, la courbe décroissante illustre la relation négative entre la quantité demandée et le prix de marché.

Dans le même graphique, le surplus social se décrit par l'aire du triangle borné par l'axe des ordonnées à gauche, la courbe de demande au-dessus et la courbe d'offre au-dessous. Cet espace se divise ensuite en deux parties séparées par la ligne pointillée liant l'axe des ordonnées au point d'équilibre où les courbes d'offre et de demande se croisent. La partie supérieure représente le surplus du consommateur. On qualifie cette aire de « surplus » car certains consommateurs accepteraient toujours d'acheter une certaine quantité, inférieure à la quantité d'équilibre q^* , à certains prix supérieurs au prix d'équilibre p^* . Or, on peut comprendre que ces consommateurs, lorsqu'ils paient le prix d'équilibre, obtiennent ainsi un surplus pour toute quantité consommée et inférieure à la quantité q^* . La partie inférieure de l'aire du surplus social, soit en-dessous de la ligne pointillée, représente le surplus du producteur. De la même façon que pour le surplus du consommateur, on qualifie cette aire de « surplus » car il y a toujours une certaine quantité, inférieure à la quantité d'équilibre q^* , que certaines firmes sont prêtes à offrir à certains prix inférieurs au prix d'équilibre p^* . Dans le modèle d'équilibre partiel de Walls & Palmer cité dans le texte principal, le surplus social net y est calculé par le calcul intégral, en soustrayant l'aire sous la courbe d'offre (bornée à gauche par l'axe des ordonnées et à droite par la quantité d'équilibre q^*) de l'aire sous la courbe de demande (en utilisant les mêmes bornes).

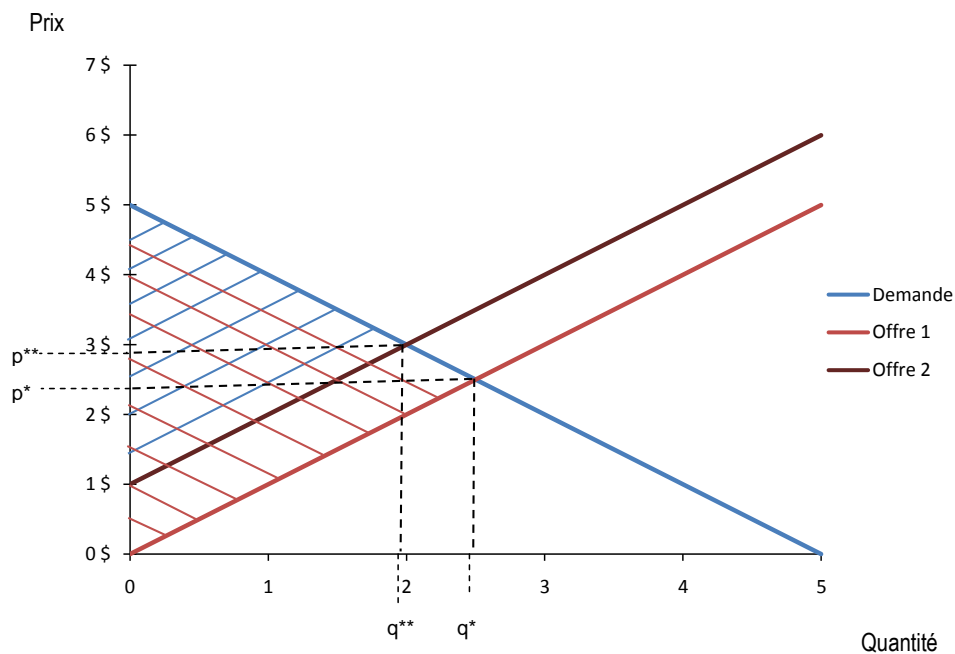
Graphique 1 : Surplus social



Ces notions de base présentées, on peut illustrer, à l'aide du graphique 2, comment l'addition de coûts environnementaux peut influencer sur le surplus social. Dans ce graphique, deux courbes d'offres illustrent les situations où il y a présence ou non de coûts environnementaux. Ainsi, la courbe d'offre 1, en rose, représente l'offre des entreprises avant qu'elles aient à payer des coûts environnementaux. Une fois les coûts environnementaux introduits, les mêmes entreprises réduisent leur quantité de produit offerte pour chaque niveau de prix de marché. Il en résulte un déplacement de la courbe d'offre vers la gauche, soit jusqu'à la courbe d'offre 2 en pourpre. Par ailleurs, la zone hachurée de rose seulement représente le surplus social avant l'introduction des coûts environnementaux et ce surplus est caractérisé par le prix d'équilibre p^* et la quantité d'équilibre q^* . La zone hachurée de rose et de bleu correspond, quant à elle, au niveau de surplus social après l'apparition des coûts environnementaux. Ce nouveau surplus est délimité par les courbes de demande et d'offre 2 et l'équilibre de marché y est alors caractérisé par le prix p^{**} et la quantité q^{**} .

Dans cet exemple, certaines simplifications ont été adoptées pour faciliter la compréhension. D'abord, on présume que l'introduction de coûts environnementaux n'affecte pas la demande (ce qui est réaliste à court terme) et que la courbe de demande demeure donc immobile. Aussi, la forme linéaire des courbes d'offre et de demande n'est pas forcément réaliste mais cette simplification ne change pas les fondements des concepts introduits. Enfin, il faut préciser les coûts environnementaux sont présumés fixes, faisant ainsi déplacer la courbe d'offre de façon proportionnelle en tous points dans le plan.

Graphique 2 : Surplus social et coûts environnementaux



J. Références

1. Gouvernement du Québec (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec). « L'énergie pour construire le Québec de demain. La stratégie énergétique du Québec 2006-2015. » Québec, Publications du Québec, 120 pp, 2006.
2. Bleischwitz, R. (2001). « Rethinking productivity: Why has productivity focussed on labour instead of natural resources? Notes on the relevance of a classical debate. » Environmental & Resource Economics **19**(1): 23-36.
3. Hotelling, H. (1931). « The Economics of Exhaustible Resources. » The Journal of Political Economy **39**(2): 137-175.
4. Nordhaus, W. D., H. Houthakker, et al. (1973). « The Allocation of Energy Resources. » Brookings Papers on Economic Activity **1973**(3): 529-576.
5. Solow, R. (1993). « An almost practical step toward sustainability. » Resources Policy **19**(3): 162-172.
6. Solow, R. M. (1992). « Sustainability – an economist's perspective. » Research & Exploration **8**(1): 3-6.
7. Anderberg, S. (1998). « Industrial metabolism and the linkages between economics, ethics and the environment. » Ecological Economics **24**(2-3): 311-320.
8. Georgescu-Roegen, N. (1977). « The Steady State and Ecological Salvation: A Thermodynamic Analysis. » BioScience **27**(4): 266-270.
9. Ciegis, R., Ciegis, Raimondas (2008). « Laws of thermodynamics and sustainability of the economy. » Engineering Economics **57**(2): 15-22.
10. Wackernagel, M. and W. E. Rees (1997). « Perceptual and structural barriers to investing in natural capital: Economics from an ecological footprint perspective. » Ecological Economics **20**(1): 3-24.
11. Mayumi, K., M. Giampietro, et al. (1998). « Georgescu-Roegen/Daly versus Solow/Stiglitz Revisited. » Ecological Economics **27**(2): 115-117.
12. Ayres, R. U. (2004). « On the life cycle metaphor: where ecology and economics diverge. » Ecological Economics **48**(4): 425-438.
13. Walls, M. and K. Palmer (2001). « Upstream pollution, downstream waste disposal, and the design of comprehensive environmental policies. » Journal of Environmental Economics and Management **41**(1): 94-108.
14. Alcott, B. (2005). "Jevons' paradox." Ecological Economics **54**(1): 9-21.
15. Udo de Haes, H. A. and R. Heijungs (2007). « Life-cycle assessment for energy analysis and management. » Applied Energy **84**(7-8): 817-827.

16. Burgess, A. A. and D. J. Brennan (2001). « Application of life cycle assessment to chemical processes. » Chemical Engineering Science **56**(8): 2589-2604.
17. Ayres, R. U. (1995). « Life cycle analysis: A critique. » Resources, Conservation and Recycling **14**(3-4): 199-223.
18. Petersen, A. K. and B. Solberg (2005). « Environmental and economic impacts of substitution between wood products and alternative materials: a review of micro-level analyses from Norway and Sweden. » Forest Policy and Economics **7**(3): 249-259.
19. Krozer, J. and J. C. Vis (1998). « How to get LCA in the right direction? » Journal of Cleaner Production **6**(1): 53-61.
20. O'Rand, A. M. and M. L. Krecker (1990). « Concepts of the Life Cycle: Their History, Meanings, and Uses in the Social Sciences. » Annual Review of Sociology **16**: 241-262.
21. Heiskanen, E. (2002). « The institutional logic of life cycle thinking. » Journal of Cleaner Production **10**(5): 427-437.
22. Beck U. « Ecological politics in an age of risk » Cambridge: Polity Press, 1995.
23. Steen, B. A. (2006). « Describing values in relation to choices in LCA. » International Journal of Life Cycle Assessment **11**(4): 277-283.
24. Bouman, M., R. Heijungs, et al. (2000). « Material flows and economic models: an analytical comparison of SFA, LCA and partial equilibrium models. » Ecological Economics **32**(2): 195-216.
25. Leontief, W. (1970). « Environmental Repercussions and the Economic Structure: An Input-Output Approach. » The Review of Economics and Statistics **52**(3): 262-271.
26. Hendrickson, C., A. Horvath, et al. (1998). « Economic input-output models for environmental life-cycle assessment. » Environmental Science & Technology **32**(7): 184A-191A.
27. Hendrickson, C. T., Lave, L.B., Matthews, H.S. « Environmental Life Cycle Assessment of Goods and Services: An Input-Output Approach » Resources for the Future, 2006.
28. Matthews, H. S., Small, M.J. (2000). « Extending the Boundaries of Life-Cycle Assessment through Environmental Economic Input-Output Models. » Journal of Industrial Ecology **4**(3): 7-10.
29. Powell, J. C. (1996). « A Lifecycle Assessment and Economic Valuation of Recycling. » Journal of Environmental Planning and Management **39**(1): 97 - 112.
30. Ekvall, T., A. M. Tillman, et al. (2005). « Normative ethics and methodology for life cycle assessment. » Journal of Cleaner Production **13**(13-14): 1225-1234.

31. Tillman, A.-M. (2000). « Significance of decision-making for LCA methodology. » Environmental Impact Assessment Review **20**(1): 113-123.
32. Bernard, F. and A. Prieur (2007). « Biofuel market and carbon modeling to analyse French biofuel policy. » Energy Policy **35**(12): 5991-6002.
33. Buddadee, B., W. Wirojanagud, et al. (2008). « The development of multi-objective optimization model for excess bagasse utilization: A case study for Thailand. » Environmental Impact Assessment Review **28**(6): 380-391.
34. Azapagic, A. and R. Clift (1999). « Life cycle assessment and multiobjective optimisation. » Journal of Cleaner Production **7**(2): 135-143.
35. Quintero, J. A., M. I. Montoya, et al. (2008). « Fuel ethanol production from sugarcane and corn: Comparative analysis for a Colombian case. » Energy **33**(3): 385-399.
36. Hanegraaf, M. C., E. E. Biewinga, et al. (1998). « Assessing the ecological and economic sustainability of energy crops. » Biomass & Bioenergy **15**(4-5): 345-355.
37. Schneider, U. A. and B. A. McCarl (2003). « Economic potential of biomass based fuels for greenhouse gas emission mitigation. » Environmental & Resource Economics **24**(4): 291-312.
38. Weidema, B. P. (2006). « The integration of economic and social aspects in life cycle impact assessment. » International Journal of Life Cycle Assessment **11**: 89-96.
39. Aye, L. and E. R. Widjaya (2006). « Environmental and economic analyses of waste disposal options for traditional markets in Indonesia. » Waste Management **26**(10): 1180-1191.
40. Lu, L.-T., I. K. Wernick, et al. (2006). « Balancing the life cycle impacts of notebook computers: Taiwan's experience. » Resources, Conservation and Recycling **48**(1): 13-25.
41. Styles, D. and M. B. Jones (2008). « Life-cycle environmental and economic impacts of energy-crop fuel-chains: an integrated assessment of potential GHG avoidance in Ireland. » Environmental Science & Policy **11**(4): 294-306.
42. Fet, A. (2003). « Eco-efficiency reporting exemplified by case studies. » Clean Technologies and Environmental Policy **5**(3): 232-239.
43. Hukkinen, J. (2003). "From groundless universalism to grounded generalism: improving ecological economic indicators of human-environmental interaction." Ecological Economics **44**(1): 11-27.
44. Zhang, B., J. Bi, et al. « Eco-efficiency analysis of industrial system in China: A data envelopment analysis approach. » Ecological Economics **In Press, Corrected Proof**.
45. Hukkinen, J. (2001). "Eco-efficiency as abandonment of nature." Ecological Economics **38**(3): 311-315.

46. Bleischwitz, R. (2003). "Cognitive and institutional perspectives of eco-efficiency." Ecological Economics 46(3): 453-467.
47. Barba-Gutiérrez, Y., Adenso-Díaz, B., Lozano, S. (2008). Eco-Efficiency of Electric and Electronic Appliances: A Data Envelopment Analysis (DEA). Environmental Modeling and Assessment.
48. Zhang, B., J. Bi, et al. "Eco-efficiency analysis of industrial system in China: A data envelopment analysis approach." *Ecological Economics* In Press, Corrected Proof.
49. Kim, S. and B. E. Dale (2008). « Life cycle assessment of fuel ethanol derived from corn grain via dry milling. » Bioresource Technology 99(12): 5250-5260.
50. Norris, G. A. (2001). « Integrating life cycle cost analysis and LCA. » International Journal of Life Cycle Assessment 6(2): 118-120.
51. Hunkeler, D. and G. Rebitzer (2003). « Life cycle costing - Paving the road to sustainable development? » International Journal of Life Cycle Assessment 8(2): 109-110.
52. Kannan, R., K. C. Leong, et al. (2007). « Life cycle energy, emissions and cost inventory of power generation technologies in Singapore. » Renewable and Sustainable Energy Reviews 11(4): 702-715.
53. Senthil, K. D., S. K. Ong, et al. (2003). « A proposed tool to integrate environmental and economical assessments of products. » Environmental Impact Assessment Review 23(1): 51-72.
54. Styles, D., F. Thorne, et al. (2008). « Energy crops in Ireland: An economic comparison of willow and Miscanthus production with conventional farming systems. » Biomass and Bioenergy 32(5): 407-421.
55. Yu, S. and J. Tao (2008). « Life cycle simulation-based economic and risk assessment of biomass-based fuel ethanol (BFE) projects in different feedstock planting areas. » Energy 33(3): 375-384.
56. Zhang, C., W. Han, et al. (2003). « Life cycle economic analysis of fuel ethanol derived from cassava in southwest China. » Renewable and Sustainable Energy Reviews 7(4): 353-366.
57. Roth, I. F. and L. L. Ambs (2004). « Incorporating externalities into a full cost approach to electric power generation life-cycle costing. » Energy 29(12-15): 2125-2144.
58. Weisser, D. (2004). « Costing electricity supply scenarios: A case study of promoting renewable energy technologies on Rodriguez, Mauritius. » Renewable Energy 29(8): 1319-1347.