



Chaire Desjardins
en finance responsable

Évaluation intégrée
des impacts
environnementaux et
économiques du cycle
de vie :
incontournable dans
un contexte de
finance responsable

par

Ben Amor
Jie He

CAHIER DE RECHERCHE



UNIVERSITÉ DE
SHERBROOKE

Préambule

La gestion financière responsable vise la maximisation de la richesse relative au risque dans le respect du bien commun des diverses parties prenantes, actuelles et futures, tant de l'entreprise que de l'économie en général. Bien que ce concept ne soit pas en contradiction avec la définition de la théorie financière moderne, les applications qui en découlent exigent un comportement à la fois financièrement et socialement responsable. La gestion responsable des risques financiers, le cadre réglementaire et les mécanismes de saine gouvernance doivent pallier aux lacunes d'un système parfois trop permissif et naïf à l'égard des actions des intervenants de la libre entreprise.

Or, certaines pratiques de l'industrie de la finance et de dirigeants d'entreprises ont été sévèrement critiquées depuis le début des années 2000. De la bulle technologique (2000) jusqu'à la mise en lumière de crimes financiers [Enron (2001) et Worldcom (2002)], en passant par la mauvaise évaluation des titres toxiques lors de la crise des subprimes (2007), la fragilité du secteur financier américain (2008) et le lourd endettement de certains pays souverains, la dernière décennie a été marquée par plusieurs événements qui font ressortir plusieurs éléments inadéquats de la gestion financière. Une gestion de risque plus responsable, une meilleure compréhension des comportements des gestionnaires, des modèles d'évaluation plus performants et complets intégrant des critères extra-financiers, l'établissement d'un cadre réglementaire axé sur la pérennité du bien commun d'une société constituent autant de pistes de solution auxquels doivent s'intéresser tant les académiciens que les professionnels de l'industrie. C'est en mettant à contribution tant le savoir scientifique et pratique que nous pourrons faire passer la finance responsable d'un positionnement en périphérie de la finance fondamentale à une place plus centrale. Le développement des connaissances en finance responsable est au cœur de la mission et des intérêts de recherche des membres tant du Groupe de Recherche en Finance Appliquée (GReFA) de l'Université de Sherbrooke que de la Chaire Desjardins en finance responsable.

La finance responsable (ou durable) vise donc notamment à développer des modèles, des produits et des services ainsi qu'à orienter les marchés financiers et les décisions en matière de fiscalité dans une perspective durable et responsable. À cet effet, les Professeur(e)s Frank Coggins, Claudia Champagne et Lyne Latulippe ont publié en 2018 aux Éditions *Thompson Reuters* un recueil de textes s'intitulant « Éléments de la finance responsable : une approche multidimensionnelle ». Ce collectif contribue à mieux définir et délimiter la finance responsable en la décloisonnant dans une perspective multidimensionnelle. Il regroupe des textes d'universitaires de différentes disciplines ainsi que de spécialistes de l'industrie financière, propose des pistes pour tendre vers une meilleure finance, vers une finance plus responsable. Le présent cahier de recherche constitue l'un des textes (chapitres) tirés de ce collectif.

Évaluation intégrée des impacts environnementaux et économiques du cycle de vie : incontournable dans un contexte de finance responsable

Ben Amor* et Jie He**

1. Origine des contraintes environnementales	297
1.1 L'approche « <i>end-of-pipe</i> »	297
1.2 Difficultés liées à la prise de décision en matière d'environnement	298
2. Approche cycle de vie	299
3. Analyse du cycle de vie (ACV), la méthodologie	300
3.1 Modèle conceptuel	300
3.2 Cadre général	300

* Professeur agrégé au département de génie civil de la Faculté de génie de l'Université de Sherbrooke.

** Professeur titulaire au département d'économique de l'École de gestion de l'Université de Sherbrooke.

3.3 Applications	302
3.4 Distinction entre l'ACV-A et l'ACV-C	303
3.5 Forces et limites	310
4. Analyse des coûts du cycle de vie (ACCV), la méthodologie	311
4.1 Distinction entre les types d'ACCV.	313
5. Évaluation intégrée des impacts environnementaux et économiques du cycle de vie : incontournable dans un contexte de finance responsable	319
Bibliographie.	321

1. ORIGINE DES CONTRAINTES ENVIRONNEMENTALES

Il y a quelques décennies, rien ne semblait pouvoir arrêter l'humanité vers un développement prospère et infini. Or, les activités humaines ont des répercussions grandissantes sur l'état de la planète. La problématique environnementale n'a en effet cessé de s'accroître depuis la révolution industrielle au 18^e siècle et, à l'entrée de ce troisième millénaire, un nouveau défi s'annonce : nos sociétés ne peuvent désormais plus se contenter d'apaiser les maux liés aux actions passées, mais doivent tenter d'agir sur les causes profondes de ces maux.

1.1 L'approche « *end-of-pipe* »

L'être humain a davantage été porté à profiter des bienfaits immédiats d'une nouvelle technologie (produit ou service) qu'à en prévoir les conséquences à plus long terme. C'est ainsi qu'il récolte aujourd'hui les effets néfastes de ses insouciances d'hier. Cette constatation (perturbation des écosystèmes par l'activité humaine) a donné lieu à l'émergence d'un nouveau secteur industriel : celui du traitement, ayant pour objectif de réduire la pollution par différents dispositifs n'intervenant qu'à la fin de la chaîne productive. C'est ce que l'on nomme l'approche « *end-of-pipe* » (à la sortie du tuyau). Une telle approche avait pour principal objectif de contribuer à des réductions de volumes de déchets émis à l'environnement ; de la charge polluante ; de la toxicité des effluents (liquides et gazeux), ou des impacts locaux.

Elle est toutefois sujette à de nombreuses critiques. Comme le stipule la loi de conservation de Lavoisier, « rien ne se perd, rien ne se crée, tout se transforme ». Ainsi, la dépollution consiste bien souvent à déplacer le problème, plutôt qu'à le résoudre de manière définitive. Plusieurs critiques peuvent être adressées à l'approche « *end-of-pipe* », que l'on peut qualifier d'approche cloisonnée, incrémentale,

coûteuse et ne permettant pas une vision globale (adapté d'Erkman, 1998)¹.

1.2 Difficultés liées à la prise de décision en matière d'environnement

La prise de décision en matière d'environnement fait face à de nombreuses difficultés, liées non seulement aux pressions économiques et politiques, mais également à l'étendue des problèmes et des interrelations existant entre les nombreux éléments de l'écosystème, ce qui entraîne des difficultés au niveau de l'évaluation des effets probables d'une action sur l'environnement et du degré d'incertitude d'une telle évaluation (étant donné l'état actuel des connaissances scientifiques).

Ainsi, un des grands obstacles au progrès des outils d'aide à la décision en matière d'environnement est le manque de connaissances et d'expérience : les différents systèmes de la planète sont nombreux et complexes et la compréhension de leurs modes de fonctionnement est peu développée. Et, même si cette situation est essentiellement due à la complexité de ces systèmes, elle fut longtemps entretenue par un manque réel d'intérêt attribué à la protection de l'environnement. On observe toutefois, à l'heure actuelle, une évolution de l'attitude environnementale qui s'éloigne de plus en plus de l'approche « *end-of-pipe* » négligeant la résolution des problèmes à la source, vers l'adoption de nouvelles approches basées sur les concepts du développement durable.

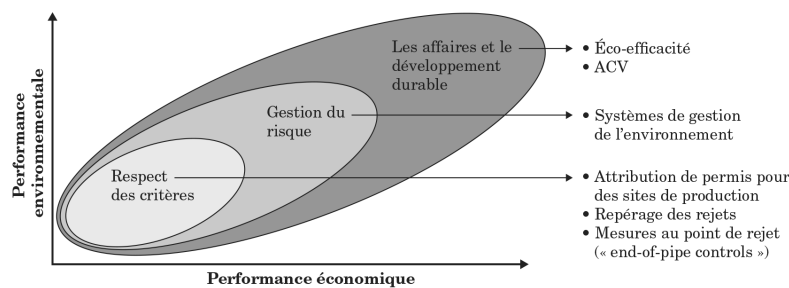


Figure 1 Évolution de l'attitude environnementale (adapté de Jolliet et al., 2005)².

1. Suren ERKMAN (1998), *Vers une écologie industrielle*, Paris, Éditions Charles Léopold Mayer.
2. Olivier JOLLIET, Myriam SAADÉ et Pierre CRETIAZ (2005), *Analyse du cycle de vie : comprendre et réaliser un écobilan*, Lausanne, Presses polytechniques et universitaires romandes.

2. APPROCHE CYCLE DE VIE

L'approche cycle de vie correspond à un concept de production et de consommation. Elle vise la prise en compte des relations environnementales, économiques et sociales propres à un produit ou à un service pendant tout son cycle de vie. On peut définir le cycle de vie d'un produit comme étant les étapes consécutives et interreliées de la vie d'un produit, d'un service ou d'une activité, partant de l'extraction des matières premières jusqu'à l'élimination finale en fin de vie. On parle aussi de concept du « berceau au tombeau ». Les étapes généralement incluses dans le cycle de vie d'un produit sont l'extraction et la transformation des ressources naturelles ; la fabrication des composantes ; assemblage du produit fini ; emballage et distribution du produit ; utilisation du produit ou du service ; entretien du produit étudié ou servant pour offrir un service ; gestion du produit en fin de vie (recyclage, enfouissement, etc.), sans oublier le transport et l'énergie consommée tout au long du cycle de vie.

Naturellement, cette liste d'étapes n'est pas exhaustive et d'autres étapes peuvent se rajouter selon les produits ou services étudiés. Bien qu'on parle le plus souvent du cycle de vie de produits, le concept de cycle de vie s'applique aussi aux services. Par exemple, on peut étudier le cycle de vie d'une communication téléphonique, d'une distribution de billets dans un guichet automatique, d'un service de marketing, etc. On peut aussi appliquer le concept de manière partielle en se limitant à des matériaux, des procédés, etc. Dans ces cas, on considère normalement toutes les étapes du cycle de vie en amont de la production du matériau ou du procédé, mais on ne considère pas les étapes d'utilisation et de fin de vie (par ex., le cycle de vie de la production d'aluminium, de plastiques, etc.).

Chaque étape du cycle de vie consomme de l'énergie et des ressources et génère des impacts sociaux, économiques et environnementaux. L'approche cycle de vie vise à minimiser les impacts négatifs tout en évitant de déplacer les problèmes d'une étape à l'autre du cycle de vie ou d'un type d'impact à l'autre. Elle se concrétise grâce à une série d'outils de gestion du cycle de vie (GCV), en particulier : l'analyse (environnementale) du cycle de vie (ACV) ; l'analyse des coûts du cycle de vie (ACCV), et l'analyse sociale du cycle de vie (ASCV). Appliquée à la conception de produits, aux procédés de production, aux services offerts et comme soutien pour la prise de décision, l'approche cycle de vie est un concept essentiel de mise en œuvre du développement durable.

3. ANALYSE DU CYCLE DE VIE (ACV), LA MÉTHODOLOGIE

3.1 Modèle conceptuel

Pour comprendre ce qu'est l'ACV, on peut considérer deux sphères : la technosphère et l'écosphère. La technosphère comprend l'ensemble des activités humaines (production, transformation, consommation, etc.), alors que l'écosphère représente l'environnement naturel (biosphère, atmosphère, hydrosphère, cycles biogéochimiques, etc.). Ces deux sphères sont intimement liées. L'écosphère est source de toute matière première utilisée dans la technosphère. L'écosphère est aussi le réservoir pour tous les rejets de la technosphère. Dans le jargon de l'ACV, les liens ou échanges entre la technosphère et l'écosphère sont appelés flux élémentaires.

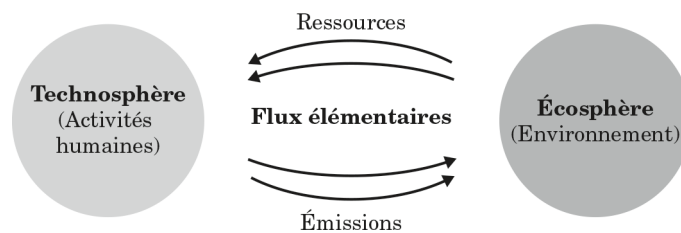


Figure 2 Modèle conceptuel de l'ACV (technosphère et écosphère)

En ACV, on considère, du côté de la technosphère, l'ensemble des activités faisant partie du cycle de vie du produit. Cet ensemble d'activités est appelé système de produit. Du côté de l'écosphère, on considère un large ensemble d'impacts environnementaux (changements climatiques, appauvrissement de la couche d'ozone, pluies acides, toxicité, etc.). En résumé, une ACV consiste à définir le système de produit, à déterminer tous les échanges entre le système de produit et l'environnement (flux élémentaires) et à calculer les impacts environnementaux associés à ces flux élémentaires. Les sections suivantes présentent de façon plus détaillée la méthodologie d'analyse du cycle de vie.

3.2 Cadre général

L'analyse du cycle de vie est une méthode d'analyse qui vise à modéliser de façon quantitative l'ensemble des impacts environnementaux potentiels d'un produit ou d'un service, en considérant

tout son cycle de vie. De plus, l'ACV est le seul outil qui permette d'évaluer les conséquences environnementales d'un produit ou d'un service sur l'ensemble de son cycle de vie.

L'organisation internationale de normalisation (ISO) définit l'analyse du cycle de vie (ACV) comme suit : « Compilation et évaluation des entrants et sortants, ainsi que des impacts potentiels environnementaux d'un système de produits au cours de son cycle de vie » (ISO 14040:2006³). Régie par les normes de la série ISO 14040 et 14044, l'analyse du cycle de vie (ACV) comporte quatre phases : 1) définir les objectifs et le champ de l'étude (c.-à-d. le cadre méthodologique auquel doivent se conformer les phases suivantes) ; 2) effectuer l'inventaire de tous les entrants et sortants du ou des systèmes de produits ; 3) évaluer les impacts potentiels liés à ces entrants et sortants, et 4) interpréter les données d'inventaire et les résultats de l'évaluation des impacts.

La figure suivante présente le cadre d'une ACV, tel que suggéré par ISO 14040. Les flèches à double sens font référence à ce que l'ACV doit être un processus itératif. Les choix effectués au cours de l'étude peuvent être modifiés par l'acquisition d'informations nouvelles dans une perspective d'analyse de robustesse des résultats et des conclusions.

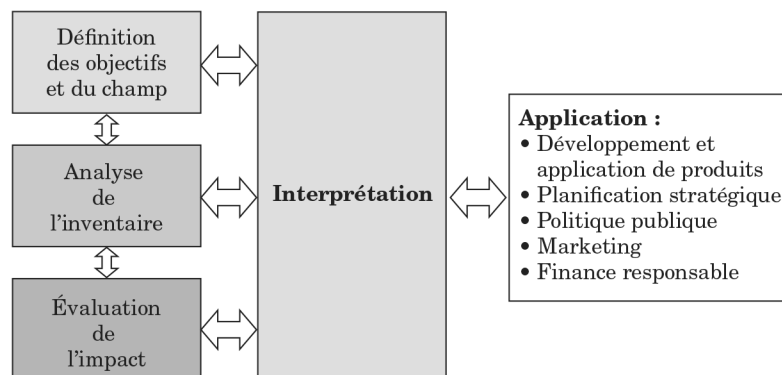


Figure 3 Cadre d'une ACV selon ISO 14040⁴

3. ISO (2006), « ISO 14040:2006a Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Principes et cadre », Organisation internationale de normalisation, ISO 14040, 2006.

4. *Ibid.*

L'analyse peut reposer essentiellement sur des données dites « secondaires », c'est-à-dire des données génériques provenant de la littérature ou de banques de données. De telles simplifications influent sur la précision et l'applicabilité des résultats de l'ACV, mais permettent tout de même l'identification des impacts potentiels et, mieux, de cibler les étapes du cycle de vie dont la collecte des données serait importante.

3.3 Applications

L'analyse du cycle de vie (ACV) se révèle d'une très grande utilité pour l'évaluation de l'impact environnemental des produits et des services. L'industrie l'utilise de plus en plus dans son processus décisionnel. Par ailleurs, les renseignements fournis par l'ACV peuvent influencer les choix politiques ainsi que les décisions en matière de réglementation environnementale.

Les ACV sont principalement utilisées pour⁵ :

1. *La comparaison environnementale des systèmes.* En effet, l'ACV permet d'effectuer des comparaisons sur un plan environnemental : de produits similaires pour l'attribution d'écolabels ; d'étapes du cycle de vie, pour augmenter la valeur environnementale d'un produit ; de procédés ou de services pour alimenter une analyse de conformité ; de méthodes de production ; de choix de produits et de procédés.
2. *L'amélioration de la production.* L'ACV peut être employée pour améliorer la production d'un point de vue environnemental. L'ACV sert ainsi d'outil d'aide à la décision pour investir dans de nouveaux produits et procédés, pour optimiser la consommation d'énergie et de matières premières, pour identifier des solutions en matière de réduction des rejets et pour choisir des substances plus « propres ».
3. *Le développement commercial.* Pour l'obtention d'autorisations (dans le cas d'un nouveau produit, par exemple) ; au niveau du marketing (pour la certification ou la création d'une image de marque) ; comme support pour l'information au public (dans le cadre d'une déclaration environnementale de produit).

5. O. JOLLIET, M. SAADÉ et P. CRETTEZ, précité, note 2.

3.4 Distinction entre l'ACV-A et l'ACV-C

Les normes ISO présentées précédemment guident uniquement la procédure (ou la méthodologie) et non un modèle fixe d'évaluation. Ceci implique qu'il faut distinguer la procédure (c.-à-d. la méthodologie) du modèle ACV (c.-à-d. la modélisation)⁶. Il est maintenant reconnu que deux types d'ACV peuvent être utilisés⁷ : l'ACV attributionnelle (ACV-A) et l'ACV conséquentielle (ACV-C). La différenciation entre ces deux types d'ACV a commencé à être proposée dans les années 1990. Cette distinction se fait au niveau des différentes étapes de l'ACV décrites précédemment et détaillées ci-après.

Définition des objectifs et du champ de l'étude. La définition de l'objectif de l'ACV indique les raisons conduisant à réaliser l'étude et l'application envisagée. Premièrement, l'ACV-A a pour objectif général de décrire et mesurer les impacts environnementaux du cycle de vie attribuables à un produit. Dans cette optique, le système de produit modélisé doit prendre en considération tous les processus élémentaires qui sont liés par des flux de matières et d'énergie impliqués dans le cycle de vie du produit à l'étude. D'un autre côté, l'ACV-C a pour objectif général de décrire et mesurer les conséquences environnementales à la suite d'un ou de plusieurs changements apportés dans un ou plusieurs systèmes de produits. Dans ce cas, le système de produit doit tenir compte des processus élémentaires pertinents dans l'évaluation des répercussions de ce type de changement (identifier quels processus sont affectés par une perturbation)⁸. Ces processus peuvent être liés au système perturbé dans des flux de matières et d'énergie, mais aussi par des relations purement économiques.

6. A. NIEDERL-SCHMIDINGER et M. NARODOSLAWSKY, « Life Cycle Assessment as an Engineer's Tool? », (2008) 16(2) *Journal of Cleaner Production* 245 ; JOINT RESEARCH CENTRE – INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY, *ILCD Handbook: General Guide for Life Cycle Assessment - Detailed Guidance*, Ispra, European Commission, en ligne : <<http://lct.jrc.ec.europa.eu/assessment/publications>>.
7. G. FINNVEDEN, M.Z. HAUSCHILD et T. EKVALL, « Recent Developments in Life Cycle Assessment », (2009) 91(1) *Journal of Environmental Management* 1 ; A. ZAMAGNI, P. BUTTOL et R. BUONAMICI, « Critical Review of the Current Research Needs and Limitations Related to ISO-LCA Practice; Deliverable D7 of Work Package 5 of the CALCAS Project », Rapport technique, 2009, en ligne : <<http://www.estis.net/sites/calcas/>>.
8. B.P. WEIDEMA, N. FREES et A.M. NIELSEN, « Marginal Production Technologies for Life Cycle Inventories », (1999) 4(1) *International Journal of Life Cycle Assessment* 48.

La définition du champ de l'étude consiste à spécifier la fonction, l'unité fonctionnelle et les frontières du système étudié. La définition de la fonction consiste à choisir la base sur laquelle le système étudié sera évalué ou les systèmes seront comparés. L'unité fonctionnelle est une description quantitative de la fonction du système. En référence aux objectifs de l'ACV-A, la variation de la taille de l'unité fonctionnelle n'a pas de répercussion sur l'évaluation, sachant qu'en ACV-A, le système de produit est modélisé de façon linéaire à son unité fonctionnelle. Ceci peut être différent dans le cas de l'ACV-C, selon la taille du changement apporté au système de produit étudié. Ainsi, les conséquences ne varient donc pas nécessairement linéairement avec la taille de l'unité fonctionnelle.

Finalement, lors de la définition des frontières du système de produit en ACV-A, le système de produit doit comprendre tous les processus élémentaires qui sont liés par des flux de matières et d'énergie au cycle de vie du produit étudié. Idéalement, seuls les processus élémentaires ne contribuant que de façon négligeable à l'inventaire peuvent être exclus. Pour l'ACV-C, l'inclusion de processus élémentaires est guidée par leur pertinence dans l'évaluation de l'effet du changement. Les processus, plutôt que d'être strictement liés par des flux de matières et d'énergie, le sont par des liens de cause à effet trouvant leur origine dans le changement qu'implique la décision analysée (relations économiques). Cette deuxième définition permet de prendre en compte dans le système de produit analysé par l'ACV-C des processus élémentaires qui ne feraient pas partie du cycle de vie du produit en tant que tel, mais qui sont pourtant touchés par la décision évaluée. La présentation de la deuxième phase dans la sous-section suivante, soit l'inventaire du cycle de vie (ICV), continue à son tour de montrer la différence entre l'ACV-A et l'ACV-C.

Inventaire du cycle de vie (ICV). Tout d'abord, l'analyse de l'ICV est la phase lors de laquelle l'inventaire est compilé. Elle se résume à inventorier les données pertinentes d'entrée et de sortie relatives au système étudié. Donc, la collecte des données est une étape primordiale pour atteindre les objectifs de l'étude. Les deux grandes différences entre les ACV-A et les ACV-C se situent au niveau (1) du choix du type de données d'inventaire à utiliser et (2) de la façon de traiter les problèmes des processus élémentaires multifonctionnels et d'imputation.

Le choix du type de données d'inventaire lors de la modélisation de l'ACV est l'une des principales raisons poussant la distinction

entre l'ACV-A et l'ACV-C⁹. Les données moyennes, utilisées en ACV-A, représentent la moyenne des impacts environnementaux potentiels associés à un produit¹⁰, comparativement aux données marginales, utilisées en ACV-C, qui représentent les effets d'un changement sur les impacts environnementaux potentiels associés à un produit. En se référant aux choix de processus élémentaires à inclure dans le système de produit : une donnée moyenne représente les processus élémentaires qui sont impliqués dans le cycle de vie du produit alors qu'une donnée marginale est définie comme une donnée qui ne tient compte que des technologies marginales affectées par une perturbation dans le volume de production.

Par exemple, en ACV-A, la modélisation de la production électrique nécessite la modélisation du parc de production électrique dans son ensemble (*Grid-mix* ou « bouquet électrique »). Plus spécifiquement, ces données représentent les sources de production électrique en exploitation dans une délimitation géographique et lors d'une période donnée. Ainsi, les impacts environnementaux d'une consommation d'énergie électrique par un processus élémentaire renvoient à une moyenne des charges environnementales de chaque source pondérée par sa contribution au réseau. En d'autres mots, si une délimitation géographique donnée (par ex., une région) produit son électricité à 50 % par l'hydroélectricité, à 15 % par le gaz naturel et à 35 % par le charbon, le vecteur de flux élémentaires $\mathbf{b}$ à utiliser est calculé par :

$$\mathbf{b}_{\text{élec moyen}} = 0,5 \times \mathbf{b}_{\text{hydro}} + 0,15 \times \mathbf{b}_{\text{gaz}} + 0,35 \times \mathbf{b}_{\text{charbon}} \quad (1)$$

En ACV-C, les données marginales se distinguent selon deux types : les données marginales pour le court terme (*Short-term marginal data*) et les données marginales pour le long terme (*Long-term marginal data*). Dans l'exemple précédent de production électrique, une donnée marginale de type court terme sur la même production d'électricité ne tiendrait compte, quant à elle, que de la centrale d'électricité qui se voit perturbée dans sa production (par ex., devra augmenter sa production à cause de l'augmentation de la consommation électrique)¹¹. Si les productions hydroélectrique et au charbon se font déjà à pleine capacité, la technologie marginale sera la

9. A.-M. TILLMAN, « Significance of Decision-making for LCA Methodology », (2000) 20(1) *Environmental Impact Assessment Review* 113.

10. *Ibid.*

11. B.P. WEIDEMA, N. FREES et A.M. NIELSEN, précité, note 8.

production thermique, qui n'a qu'à accroître sa consommation en gaz naturel pour répondre à la demande supplémentaire. Dans ce cas, le vecteur de flux élémentaires devient :

$$\mathbf{b}_{\text{élec marg court}} = \mathbf{b}_{\text{gaz}} \quad (2)$$

D'un autre côté, la modélisation des données marginales de la production électrique pour le long terme est représentée par un changement de capacité ou de types de centrales électriques qui est prévu pour installation dans un contexte d'augmentation de la demande électrique¹². En continuant avec le même exemple, si les barrages hydroélectriques sont prévus pour être construits dans le but de répondre à une augmentation future de l'électricité, les barrages hydroélectriques seront probablement les plus susceptibles à répondre à un changement. Dans ce cas, le vecteur de flux élémentaires devient :

$$\mathbf{b}_{\text{élec marg long}} = \mathbf{b}_{\text{hydro}} \quad (3)$$

Un processus élémentaire multifonctionnel est un processus auquel est associé plus d'un flux fonctionnel. Il existe trois cas généraux où ce problème est observé.

- Les processus de coproduction, qui résultent en plus d'un produit (dans ce cas, les flux fonctionnels sont les différents produits du processus) ;
- Les processus de traitement des matières résiduelles, qui traitent les matières résiduelles de plusieurs types simultanément (dans ce cas, les flux fonctionnels sont liés à la gestion de différents déchets) ; et
- Les processus de recyclage qui, d'un côté, gèrent un déchet et, de l'autre, produisent un bien (dans ce cas, un des flux fonctionnels est lié à la gestion du déchet et l'autre, à la production du bien).

Une problématique d'imputation survient lorsqu'un processus multifonctionnel (ou ses flux fonctionnels) est partagé entre deux cycles de vie différents. Il est alors nécessaire de décider comment imputer les entrants et sortants de ce processus entre les flux fonctionnels de celui-ci. La norme ISO 14044 offre la procédure

12. *Ibid.*

suivante pour résoudre le problème d'imputation par ordre de préférence¹³ :

- 1) Lorsque possible, l'imputation devrait être évitée :
 - a. en subdivisant le processus en sous-processus distincts ; ou
 - b. en élargissant le système de produit pour inclure les fonctions additionnelles dues aux coproduits.
- 2) L'imputation devrait être effectuée selon les relations physiques entre les produits comme la masse, la teneur énergétique, etc.
- 3) L'imputation devrait être effectuée selon les relations non physiques entre les produits en utilisant la valeur économique des coproduits.

Cette procédure ne reconnaît pas le lien entre le type d'ACV et le choix d'une règle d'imputation. En effet, l'ACV-A utilise généralement des méthodes d'imputation alors que l'ACV-C utilise l'élargissement des frontières du système par définition.

Évaluation des impacts environnementaux du cycle de vie (EICV). La phase d'évaluation de l'impact du cycle de vie (EICV) est la troisième phase de l'ACV. Son objectif est d'évaluer la portée des impacts environnementaux potentiels en utilisant les résultats de l'inventaire du cycle de vie et de fournir des informations utilisables pour la phase d'interprétation. La phase d'inventaire permet la quantification de flux de matières et d'énergie associés au système à l'étude. La grande quantité de données recueillies durant la phase de l'inventaire rend l'interprétation de ces données fastidieuse. C'est pourquoi faire appel à des méthodes d'évaluation des impacts de l'inventaire est fort utile lors de la phase d'interprétation. On en dénombre plusieurs : IMPACT 2002+¹⁴, TRACI¹⁵, etc. Typiquement, ces méthodes utilisent soit une approche axée sur les problèmes

-
13. ISO, « ISO 14040:2006b Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Exigences et lignes directrices », Organisation internationale de normalisation, ISO 14040, 2006.
 14. O. JOLLIE, M. MARGNI et R. CHARLES, « IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology », (2003) 8(6) *International Journal of Life Cycle Assessment* 324.
 15. J. BARE, G. NORRIS et D. PENNINGTON, « TRACI, Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impact », (2003) 6(3-4) *Journal of Industrial Ecology* 49.

environnementaux, soit une approche axée sur les dommages environnementaux, soit une approche combinée. Les dommages environnementaux se distinguent des problèmes environnementaux par la réduction du nombre de catégories lors de la phase d'interprétation. Par exemple, tel qu'illustré à la Figure 4, la méthode IMPACT 2002+ propose une approche combinée problèmes/dommages comprenant 14 catégories de problèmes et quatre catégories de dommages¹⁶. Encore une fois, le choix de la méthode dépend des objectifs et des catégories d'impacts à étudier¹⁷.

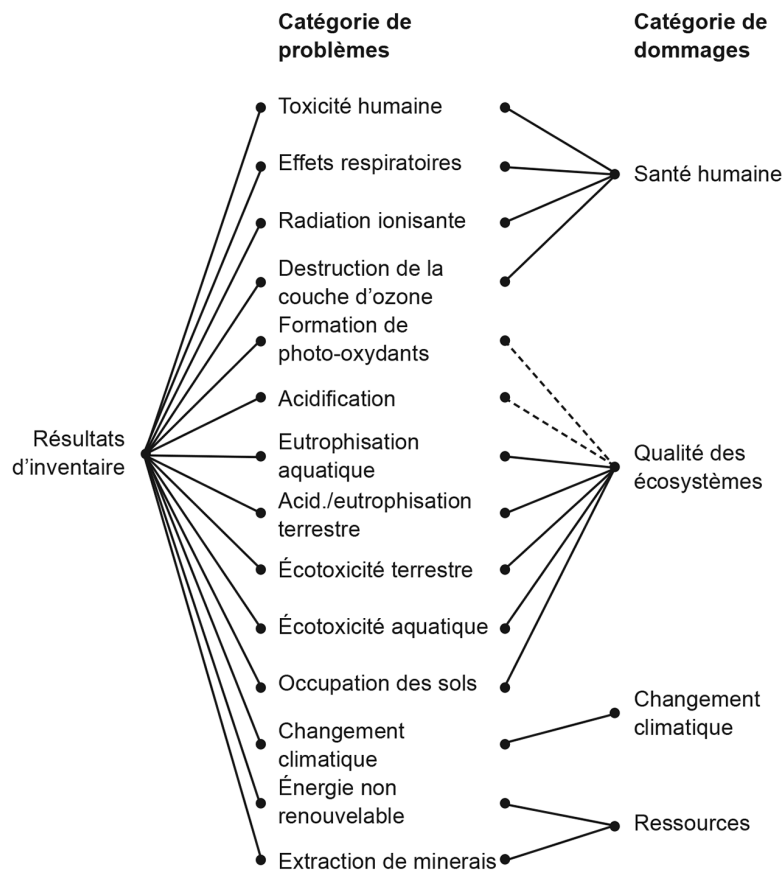


Figure 4 Schéma général du cadre d'IMPACT 2002+ (adapté de Jolliet et al.)¹⁸

16. O. JOLLIET *et al.*, précité, note 14.

17. O. JOLLIET, M. SAADE et P. CRETAAZ, précité, note 2.

18. *Ibid.*

L'EICV constitue un processus quantitatif et qualitatif qui permet d'identifier, de caractériser puis d'évaluer les impacts potentiels. Selon la norme ISO¹⁹, les éléments obligatoires de l'évaluation des impacts du cycle de vie sont :

- la sélection des catégories d'impacts, des indicateurs de catégories et des modèles de caractérisation ;
- l'affectation des résultats de l'inventaire du cycle de vie aux catégories d'impacts (classification) ; et
- le calcul des résultats d'indicateurs de catégories (caractérisation).

Les éléments facultatifs incluent la normalisation, le regroupement et la pondération. La normalisation consiste à calculer l'importance des résultats des indicateurs de catégories par rapport à une référence donnée. Ensuite, le regroupement consiste à faire le tri des dommages ou des problèmes environnementaux dans un but de classement. Finalement, la pondération permet de convertir et d'agréger les résultats d'indicateurs en un score unique en fonction de facteurs de pondération fondés sur des choix de valeurs. L'évaluation de l'impact peut inclure un processus itératif de revue des objectifs et du champ de l'étude d'ACV afin de déterminer si les objectifs de l'étude sont atteints. À ce jour, il n'y a aucune différence d'application de l'EICV dans le cadre d'une ACV-A ou d'une ACV-C.

Interprétation. L'interprétation du cycle de vie est la dernière phase de l'ACV. Lors de cette dernière, les résultats de l'inventaire du cycle de vie (ICV) et de l'évaluation des impacts du cycle de vie (ACVI) sont combinés et discutés pour tirer différentes conclusions et émettre des recommandations. Ces dernières aideront au processus d'aide à la prise de décisions tout en étant conformes à la définition des objectifs et du champ de l'étude. Grâce au caractère itératif de l'ACV, l'interprétation est aussi un processus continu qui s'effectue à toutes les étapes. De plus, elle permet de mettre en relief les points chauds des procédés ou du service à l'étude, et de souligner dans quelles catégories d'impacts se situe la démarcation.

19. ISO, « ISO 14040:2006a Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Principes et cadre », précité, note 3.

Conclusion sur la distinction entre l'ACV-A et l'ACV-C. Jusqu'à présent, le développement de l'ACV et la plupart des publications portent essentiellement sur l'ACV-A. L'ACV-C, par opposition, étant en plein développement méthodologique, est encore très rare dans la littérature. Le choix entre l'ACV-A et l'ACV-C relève du type d'application de l'ACV. En effet, l'ACV-A est plus pertinente pour générer de l'information sur les caractéristiques environnementales d'un produit et pour en identifier les points chauds ou pour servir comme base pour l'écoétiquetage ou l'écoconception. D'un autre côté, les ACV-C sont plus pertinentes pour l'élaboration de politiques publiques qui impliquent des changements importants. Cependant, le fait d'effectuer les deux types d'ACV pour n'importe quel type d'application et surtout obtenir une information la plus complète possible est fortement recommandé (sachant que ce qui est évalué est différent).

3.5 Forces et limites

L'analyse du cycle de vie (ACV) est un outil qui présente de nombreux avantages :

- L'ACV est le seul outil permettant d'évaluer les impacts environnementaux potentiels d'un produit ou service sur l'ensemble de son cycle de vie.
- L'ACV est une méthode standardisée selon les normes ISO.
- L'ACV fournit une vision d'ensemble d'un produit ou d'un service et permet d'éviter les déplacements de pollution d'une étape à l'autre du cycle de vie.
- L'ACV peut, par exemple, orienter la prise de décision pour une entreprise (domaine micro-économique) ou aider les gouvernements à définir une politique publique (domaine macro-économique).
- L'ACV permet de remettre en question des idées reçues. Elle fournit des résultats objectifs et quantifiés qui peuvent faire contre-poids face à des choix politiques ou de société, à des « évidences » jamais remises en question ou à des habitudes de production et de consommation.

L'analyse du cycle de vie (ACV) comporte toutefois certaines limites :

- Les résultats d'une ACV sont dépendants de la zone géographique d'où proviennent les données. Ainsi, des ACV réalisées en Europe ne peuvent être exploitées au Québec sans tenir compte de variations importantes liées au contexte géographique (par ex., l'hydro-électricité est la principale source d'énergie québécoise tandis que l'Europe utilise d'autres sources d'énergie, comme le nucléaire).
- L'ACV évalue des impacts potentiels et non des impacts réels. Ceux-ci ne donneront donc pas d'informations relatives à des dépassements de normes ou à des risques environnementaux.
- Une ACV détaillée requiert un grand nombre de données et de ressources nécessitant en particulier des bases de données et des logiciels spécialisés. Des experts doivent manipuler correctement ces informations et ces outils afin d'interpréter les résultats de l'ACV de la façon la plus juste.

4. ANALYSE DES COÛTS DU CYCLE DE VIE (ACCV), LA MÉTHODOLOGIE

L'analyse des coûts du cycle de vie (ACCV) a été utilisée par le US Department of Defense autour des années 1960, soit avant le développement d'outils du cycle de vie dans une perspective de développement durable. La justification de ces premières utilisations était d'éviter que la prise de décision concernant la sélection d'équipement militaire soit basée uniquement sur le coût d'acquisition, mais aussi son coût d'entretien, d'opération et même de fin de vie²⁰.

Malgré la similitude terminologique, l'ACCV présente des différences majeures avec l'ACV²¹. Premièrement, l'ACV et l'ACCV ont été conçues pour répondre à des questions différentes. En effet, comme il a été présenté à la sous-section précédente, l'ACV évalue la performance environnementale de plusieurs options, comparati-

-
20. G. REBITZER, « Integrating Life Cycle Costing and Life Cycle Assessment for Managing Costs and Environmental Impacts in Supply Chain Analysis and LCA », dans S. SEURING et M. GOLDBACH (dir.), *Cost Management in Supply Chains*, Heidelberg Physica-Verlag, 2002, p. 128 ; D. HUNKELER, K. LICHTENVORT et G. REBITZER (dir.), *Environmental Life Cycle Costing*, CRC Press-SETAC, 2008.
21. G. NORRIS, « Integrating Life Cycle Cost Analysis and LCA », (2001) 6(2) *International Journal of Life Cycle Assessment* 118.

vement à l'ACCV qui évalue la rentabilité de ces options. Cette différence d'objectif a une incidence sur le modèle des deux outils. Par exemple, pour l'évaluation des impacts du cycle de vie d'un ordinateur, lors d'une ACCV, la durée de vie économique correspond à la durée de l'investissement. Celle-ci peut être plus courte que la durée de l'étape d'utilisation d'une ACV : la durée de vie économique peut être de trois ans, période après laquelle l'ordinateur est présumé vendu au prix de sa valeur résiduelle. Du point de vue d'une ACV, cette durée de vie peut être de l'ordre de cinq ans ou plus, si des mises à jour et des réparations sont effectuées.

La seconde différence réside dans la définition du système de produit et des flux modélisés. Les processus élémentaires inclus dans l'ACCV sont ceux qui présentent un lien direct avec l'investissement. Ces liens sont représentés par les flux monétaires. En se référant à l'exemple de l'ordinateur, ces derniers correspondent au coût de l'ordinateur, des batteries de rechange, des accessoires tout en soustrayant les bénéfices estimés de vente après la durée de vie économique. Les coûts reliés à la fin de vie ne sont pas forcément considérés. Du point de vue d'une ACV, les processus élémentaires et les flux correspondants renvoient à l'étape de la fabrication de l'ordinateur, sa consommation énergétique incluant sa fin de vie (recyclage ou enfouissement). Il serait donc incorrect de penser que les flux monétaires modélisés par l'ACCV sont proportionnels aux flux physiques modélisés par l'ACV²². En dernier lieu, au niveau des frontières temporelles, il y a un manque de dimensions temporelles en ACV dans les résultats de l'inventaire du cycle de vie et par conséquent dans l'évaluation de l'impact du cycle de vie²³. Toutefois, ceci n'est pas le cas en ACCV. Une actualisation des flux monétaires est donc nécessaire dans le cas d'une combinaison des résultats des deux modèles.

Jusqu'à présent, il n'existe pas de cadre méthodologique standardisé tel que présenté pour l'ACV. Selon la norme ISO 14040²⁴, même si l'ACV ne traite pas des aspects économiques d'un produit, l'approche du cycle de vie et la méthodologie correspondante peuvent s'appliquer à l'aspect économique. Ainsi, les flux monétaires doivent être considérés tant pour l'étape de production que pour l'étape d'utilisation du produit et de la fin de vie.

22. *Ibid.*

23. ISO, « ISO 14040:2006a Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Principes et cadre », précité, note 3.

24. *Ibid.*

Récemment, un groupe de travail de la SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) s'est penché sur la question des différences méthodologiques entre l'ACV et l'ACCV dans le but de faciliter la considération intégrée des deux aspects²⁵. Selon leur recommandation, une ACCV doit être structurée selon quatre phases de la même manière que l'ACV :

- Définition des objectifs et du champ de l'étude (c.-à-d. établir le cadre méthodologique auquel les phases subséquentes doivent se conformer) ;
- Inventaire (c.-à-d. cueillette des données pour la quantification des flux monétaires du système de produits) ;
- Évaluation des coûts finaux et actualisation (selon le type d'ACCV) ; et
- Interprétation des résultats de l'inventaire en se référant aux objectifs et champs de l'étude.

Les quatre phases présentées ci-dessus guident uniquement le côté procédural de la méthodologie et non un modèle fixe d'évaluation. L'absence d'un modèle fixe d'évaluation a mené le groupe de travail SETAC à distinguer trois types d'ACCV²⁶ : l'ACCV-Conventionnelle, l'ACCV-Environnementale et l'ACCV-Sociétale. Cette distinction sera utile pour montrer la contribution de chaque type d'ACCV.

4.1 Distinction entre les types d'ACCV

Définition des objectifs et du champ de l'étude. La définition de l'objectif de l'ACCV indique les raisons conduisant à réaliser l'étude et l'application envisagée. La définition du champ de l'étude précise ensuite les exigences quant aux différents aspects de la modélisation qui découlent de cet objectif. L'ACCV a pour objectif de décrire et de mesurer les impacts économiques du cycle de vie d'un produit. Par conséquent, le système de produit doit prendre en considération tous les processus élémentaires qui sont liés par des flux monétaires impliqués dans le cycle de vie à l'étude. La sélection du type d'ACCV

25. G. REBITZER, précité, note 20 ; D. HUNKELER, K. LICHTENVORT et G. REBITZER, précité, note 20.

26. *Ibid.*

dépend de la perspective de l'étude. Par exemple, l'ACCV conventionnelle renvoie à la perspective du manufacturier du produit à l'étude ou à la perspective du consommateur du même produit. Ceci a pour conséquence que l'étape de fin de vie n'est pas systématiquement considérée dans les frontières du système. L'ACCV environnementale renvoie à une perspective de plusieurs acteurs simultanément, soit du manufacturier, du consommateur et du gestionnaire en fin de vie. Ces frontières du système sont donc compatibles avec l'ACV. Finalement, l'ACCV sociétale se différencie des deux autres types d'ACCV présentés par la considération d'acteurs qui ne sont pas directement concernés par le système de produit (acteurs gouvernementaux par exemple). Les frontières du système considéré lors d'une ACCV sociétale correspondent à toute la chaîne d'approvisionnement, soit de l'étape de recherche et développement jusqu'à la fin de vie.

Il n'y a pas de différence fondamentale pour la fonction et l'unité fonctionnelle selon le type d'ACCV. Par contre, il est important que l'unité fonctionnelle et les frontières du système soient cohérentes avec celles définies par l'ACV dans le cas d'une combinaison des résultats de ces deux outils.

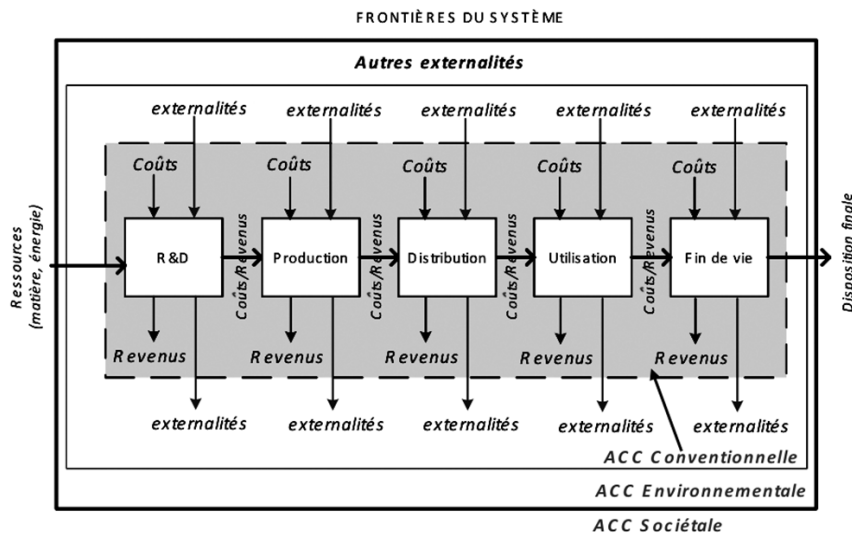


Figure 5 Cadre général des trois types d'ACCV (adapté de Hunkeler et al.)²⁷

27. D. HUNKELER, K. LICHTENVORT et G. REBITZER, précité, note 20.

Inventaire économique du cycle de vie. La phase d'inventaire du cycle de vie se résume à inventorier les données pertinentes d'entrée et de sortie rapportées au système étudié. Pour ce faire, il est important de déterminer les types de coûts qui doivent être considérés dépendamment du type d'ACCV appliqué.

Généralement, on distingue deux types de coûts. Les coûts internes considérés dans le cycle de vie d'un produit et les coûts externes. Le terme « interne » s'applique à tous ceux qui sont directement concernés par le cycle de vie du produit (le producteur, le transporteur, le consommateur ou autre partie prenante qui payent pour la production, la consommation ou la fin de vie). Ces différents coûts concernent tous les coûts et revenus (bénéfices) du système économique qui sont inclus dans le premier cadre (intérieur) de la figure ci-dessus. Les coûts relatifs aux processus physiques incluant les flux de matières et d'énergie sont à considérer. Dans le cas de l'application simultanée d'une ACV, il est possible d'utiliser l'inventaire de cette dernière et de le multiplier par la valeur monétaire²⁸. La valeur monétaire peut être obtenue directement par l'entreprise (données primaires) ou par les prix du marché (données secondaires). En plus des coûts relatifs aux processus physiques, d'autres coûts qui ne sont pas considérés en ACV doivent être considérés, comme les coûts liés à la main-d'œuvre, à l'installation, etc.

Les coûts internes et externes sont variables selon le type d'ACCV. Pour l'ACCV conventionnelle, l'évaluation des flux monétaires repose sur les coûts associés aux cycles de vie du produit qui sont uniquement couverts par le producteur ou par l'utilisateur (consommateur). Ainsi, l'évaluation se concentre sur les coûts internes réels, ce qui peut impliquer que les coûts reliés à la gestion en fin de vie ne soient pas systématiquement inclus, même si les coûts externes qui sont directement tangibles sont considérés (coûts reliés à la gestion de risques, etc.). Ceci a pour conséquence que l'utilisation des résultats d'une ACCV conventionnelle peut être difficile à appliquer avec ceux d'une ACV.

Inventaire des coûts externes du cycle de vie. Pour l'ACCV environnementale, l'évaluation des flux monétaires prend en considération, en plus des coûts internes couverts par un ou plusieurs acteurs dans le cycle de vie (fournisseur, manufacturier, utilisateur

28. O. JOLLIET, M. SAADÉ et P. CRETTEZ, précité, note 2.

et gestionnaire en fin de vie), les coûts externes du même cycle de vie. L'existence des coûts externes est due à l'externalité des activités économiques du cycle de vie d'un produit sur l'environnement. L'externalité décrit des situations où la consommation ou la production qu'en fait un agent économique a le pouvoir d'influer directement sur la consommation (l'utilité) ou la production (le bénéfice) d'un autre agent sans passer par le système des prix de marché. Sans une contrepartie monétaire effective qui mesure la totalité des coûts externes de l'environnement dus à la pollution, les activités de production/consommation causent très souvent des impacts environnementaux plus importants que nécessaires selon la logique de l'efficacité économique²⁹. L'inventaire des coûts externes sert ainsi à réinsérer cette partie de calcul pour obtenir une évaluation plus complète sur les impacts totaux du cycle de vie d'un produit.

Il existe plusieurs méthodes pour l'évaluation monétaire des coûts externes environnementaux. La plupart de ces méthodes sont directement reliées aux théories propres à l'économie du bien-être, où les coûts externes environnementaux sont convertis en perte de la valeur économique de l'environnement due à l'externalité, souvent mesurée directement ou indirectement par la variation de l'utilité des agents économiques. La catégorisation de ces méthodes est directement associée avec leur capacité à inclure les différentes composantes de la valeur économique de l'environnement (*cf.* Figure 7). La valeur d'usage directe représente la valeur traditionnellement véhiculée sur les marchés économiques, cette partie de la valeur peut être directement mesurée par des transactions de marchés (le prix d'achat pour le bois d'œuvre, de biens alimentaires, etc.). La valeur d'usage indirecte représente la valeur générée par des fonctionnements de la nature pour leurs utilisateurs, mais qui n'est pas véhiculée sur les marchés traditionnels. Les exemples sont des services naturels rendus par les capacités de régulation du climat, de prévention des événements extrêmes, etc. Les valeurs d'option sont similaires à une prime d'assurance qu'une personne sera prête à payer pour garantir son utilisation future des biens et services environnementaux. Les valeurs de non-usage sont des composantes de la valeur de l'environnement qui ne dépendent pas des actions d'utilisation des individus. La valeur d'héritage mesure la satisfaction qu'une personne peut obtenir en s'assurant que la génération future peut bénéficier de la bonne condition de l'environnement et la valeur d'existence mesure

29. *Ibid.*

la satisfaction/la sensation de sécurité qu'un individu peut obtenir du simple fait de l'existence de la bonne condition de l'environnement.

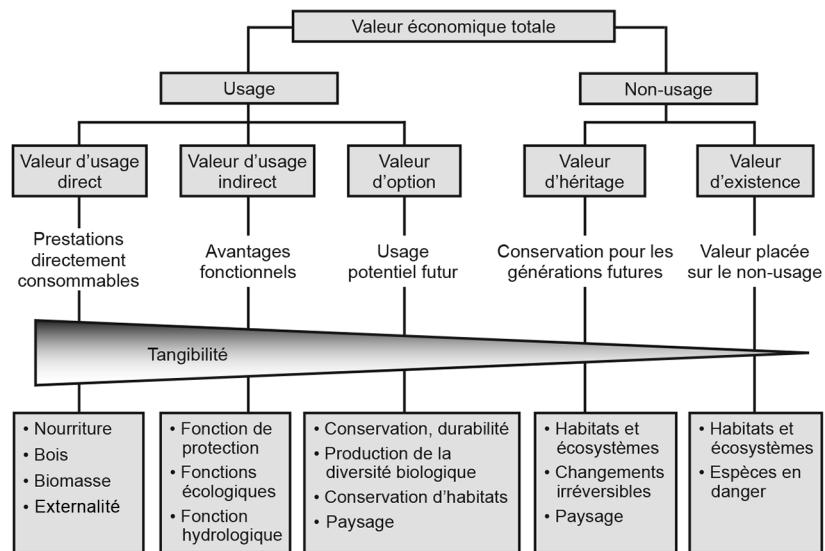


Figure 6 Composants de valeur économique totale (tiré de Centre d'analyse stratégique, 2008)³⁰

Nous distinguons cinq catégories de méthodes d'évaluation économique. Tout d'abord, les méthodes qui se basent sur les prix de marché qui mesurent la valeur d'usage direct de l'environnement. Deuxièmement, les méthodes qui mesurent les coûts pour éviter ou pour remplacer les dommages sur les biens et services environnementaux. Cette méthode s'applique en particulier à l'évaluation de la valeur d'usage indirect de l'environnement. Troisièmement, les méthodes de préférence révélée comme prix hédonique ou coût de voyage, qui captent la préférence des consommateurs révélée par leurs comportements sur des marchés existants des biens complémentaires de l'environnement. Par exemple, la méthode des prix hédonique préconise l'utilisation de la différence en valeur immobilière pour mesurer la valeur d'une meilleure qualité de l'air³¹. Quatrièmement, les méthodes de préférence déclarée (c.-à-d. évaluation

30. CENTRE D'ANALYSE STRATÉGIQUE (2008), « La valeur du vivant : quelle mesure pour la biodiversité ? », *La note de veille*, n° 89, février.

31. K.G. MALËR (1974), *Environmental Economics*, Baltimore, Johns-Hopkins University ; B. DESAIGUES et P. POINT (1993), *Économie du patrimoine naturel. La valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*, Paris, Economica.

contingente, choix de multi-attributs, etc.) qui mesurent la valeur des biens et services environnementaux via un marché simulé dans lequel un individu, comme un consommateur quelconque, fait son arbitrage entre le prix à payer (la compensation à accepter) et l'amélioration (la détérioration) de l'environnement³². Finalement, la méthode de transfert de bénéfice qui estime la valeur de l'environnement d'un site de cible en utilisant les estimations des études primaires existantes qui utilisent une des quatre méthodes mentionnées ci-dessus³³.

Pour résumer, l'ACCV environnementale englobe l'ACCV conventionnelle en couvrant premièrement toutes les étapes du cycle de vie incluant la fin de vie et en second lieu les coûts externes associés aux impacts environnementaux du cycle de vie. Dans le cas d'une combinaison des résultats d'une ACCV avec ceux d'une ACV, il serait souhaitable d'utiliser une ACCV environnementale pour considérer les mêmes frontières du système³⁴. Cependant, une attention particulière doit être accordée au double comptage lors de la combinaison des résultats des deux outils, sachant qu'il n'est pas requis d'internaliser les coûts reliés aux impacts environnementaux dans un contexte de combinaison.

Finalement, l'ACCV sociétale, comme c'est le cas pour les analyses coûts-bénéfices, intègre, en plus de l'ACCV environnementale, d'autres coûts externes basés sur l'approche de la volonté des individus de payer en fonction du dommage à éviter (*Willingness to pay*). Pour l'instant, l'ACCV sociétale est encore très peu répandue en raison des difficultés à mesurer les différents coûts externes nécessaires pour la modélisation incluant l'incertitude qui s'y attache³⁵.

Évaluation des coûts finaux et actualisation. La phase d'évaluation des impacts économiques est la troisième phase de l'ACCV. De la même manière que l'ACV, son objectif est d'évaluer la portée

32. R.C. MITCHELL et R.T. CARSON (1989), *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Methods. Resources for the Future*, Baltimore, Johns-Hopkins University ; I.J. BATEMAN, R.T. CARSON et B. DAY (2002), *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual*, Edward Elgar Publishing.

33. S. NAVRUD et R. READY (2007), « Lessons Learned for Environmental Value Transfer », dans S. NAVRUD et R. READY (dir.), *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*, Dordrecht (The Netherlands), Springer, p. 283 ; R.J. JOHNSTON et R.S. ROSENBERGER, « Methods, Trends and Controversies in Contemporary Benefit Transfer », (2010) 24(3) *Journal of Economic Surveys* 479.

34. G. REBITZER, précité, note 20 ; D. HUNKELER, K. LICHTENVORT et G. REBITZER, précité, note 20.

35. *Ibid.*

des impacts économiques en utilisant les résultats de l'inventaire du cycle de vie et de fournir des informations utilisables pour la phase d'interprétation. La phase d'évaluation des coûts finaux est assez rapide, sachant que malgré la quantité des données recueillies, ces derniers ont la même unité. Donc, comparativement à l'ACV, il n'est pas nécessaire de faire appel à un modèle d'évaluation des impacts de l'inventaire pour la phase d'interprétation. Il est également à souligner que cette troisième phase ne présente aucune particularité selon le type d'ACCV, sauf pour le taux d'actualisation. Ce dernier varie selon la perspective de l'analyse (soit de 1 % pour une ACCV sociétale jusqu'à 20 % pour une ACCV conventionnelle).

Interprétation. L'identification des points chauds du système de produit représente la finalité de l'application d'une ACCV. L'identification des points chauds peut également être suivie par une étape d'analyse de sensibilité et d'incertitude. L'interprétation peut également être supportée en appliquant les méthodes classiques d'analyse financière comme le TRI (taux de rendement interne), le DR (le délai de recouvrement), etc.

5. ÉVALUATION INTÉGRÉE DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX ET ÉCONOMIQUES DU CYCLE DE VIE : INCONTOURNABLE DANS UN CONTEXTE DE FINANCE RESPONSABLE

Plusieurs catégories d'impacts d'un produit ou d'un service sont constamment étudiées : les impacts sur les changements climatiques, les impacts sur l'acidification, les impacts économiques, les impacts sur l'utilisation des terres, etc. Cependant, les études évaluant ces impacts d'une manière intégrée et suivant une approche cycle de vie restent encore rares dans la littérature. En effet, malgré le fait que plusieurs travaux ont souligné l'intérêt de combiner les résultats de plusieurs outils du cycle de vie³⁶, les études qui se distinguent en ce sens restent encore rares dans la littérature. Norris³⁷ résume les conséquences de la non-prise en considération de l'aspect économique du cycle de vie en plus de l'aspect environnemental et vice-versa : 1) limitation de la portée des résultats d'une ACV pour

36. B. AMOR, P. LESAGE et P.-O. PINEAU, « Can distributed Generation Offer Substantial Benefits in a Northeastern American Context? A Case Study of Small-scale Renewable Technologies Using a Life Cycle Methodology », (2010) 14 *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 2885.

37. G. NORRIS, précité, note 21.

l'aide à la prise de décisions ; 2) difficulté de trouver des moyens pour améliorer le bilan environnemental sans nuire au bilan économique, et 3) partialité des résultats de l'ACCV sans prendre en considération les impacts environnementaux. L'application intégrée de plusieurs outils du cycle de vie est cohérente avec les travaux et propositions actuelles sur l'établissement du cadre méthodologique pour l'analyse de la durabilité du cycle de vie (*Life Cycle Sustainability Analysis – LCSA*) dans le but de minimiser les discordances méthodologiques entre les différents outils du cycle de vie³⁸. Des travaux en ce sens sont donc indispensables pour opérationnaliser la finance responsable.

38. J.B. GUINÉE, R. HEIJUNGS et G. HUPPES, « Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future », (2010) 45(1) *Environmental Science & Technology* 90.

BIBLIOGRAPHIE

- AMOR, B., P. LESAGE et P.-O. PINEAU (2010), « Can Distributed Generation Offer Substantial Benefits in a Northeastern American Context? A Case Study Of Small-scale Renewable Technologies Using a Life Cycle Methodology », 14 *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 2885.
- BARE, J., G. NORRIS et D. PENNINGTON (2003), « TRACI, Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impact », 6(3-4) *Journal of Industrial Ecology* 49.
- BATEMAN, I.J., R.T. CARSON et B. DAY (2002), *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual*, Edward Elgar Publishing.
- DESAIGUES, B. et P. POINT (1993), *Économie du patrimoine naturel. La valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*, Paris, Economica.
- ERKMAN, Suren (1998), *Vers une écologie industrielle*, Paris, Éditions Charles Léopold Mayer.
- FINNVEDEN, G., M.Z. HAUSCHILD et T. EKVALL (2009), « Recent Developments in Life Cycle Assessment », 91(1) *Journal of Environmental Management* 1.
- GUINÉE, J.B., R. HEIJUNGS et G. HUPPES (2010), « Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future », 45(1) *Environmental Science & Technology* 90.
- HUNKELER, D., K. LICHTENVORT et G. REBITZER (dir.) (2008), *Environmental Life Cycle Costing*, CRC Press-SETAC.
- ISO (2006), « ISO 14040:2006a Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Principes et cadre », Organisation internationale de normalisation, ISO 14040.
- ISO (2006), « ISO 14040:2006b Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Exigences et lignes directrices », Organisation internationale de normalisation, ISO 14040.
- JOHNSTON, R.J. et R.S. ROSENBERGER (2010), « Methods, Trends and Controversies in Contemporary Benefit Transfer », 24(3) *Journal of Economic Surveys* 479.

JOINT RESEARCH CENTRE – INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY, *ILCD Handbook: General Guide for Life Cycle Assessment – Detailed Guidance*, Ispra, European Commission, en ligne : <<http://ict.jrc.ec.europa.eu/assessment/publications>>.

JOLLIET, Olivier, Myriam SAADÉ et Pierre CRETTEZ (2005), *Analyse du cycle de vie : comprendre et réaliser un écobilan*, Lausanne, Presses polytechniques et universitaires romandes.

JOLLIET, Olivier, M. MARGNI et R. CHARLES (2003), « IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology », 8(6) *International Journal of Life Cycle Assessment* 324.

MALÈR, K.G. (1974), *Environmental Economics*, Baltimore, Johns-Hopkins University.

MITCHELL, R.C. et R.T. CARSON (1989), *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Methods. Resources for the Future*, Baltimore, Johns-Hopkins University.

NAVRUD, S. et R. READY (2007), « Lessons learned for environmental value transfer », dans S. NAVRUD et R. READY (dir.), *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*, Dordrecht (The Netherlands), Springer.

NIEDERL-SCHMIDINGER, A. et M. NARODOSLAWSKY (2008), « Life Cycle Assessment as an Engineer's Tool? », 16(2) *Journal of Cleaner Production* 245.

NORRIS, G. (2001), « Integrating Life Cycle Cost Analysis and LCA », 6(2) *International Journal of Life Cycle Assessment* 118.

REBITZER, G. (2002), « Integrating Life Cycle Costing and Life Cycle Assessment for Managing Costs and Environmental Impacts in Supply Chain Analysis and LCA », dans S. SEURING et M. GOLDBACH (dir.), *Cost Management in Supply Chains*, Heidelberg Physica-Verlag.

TILLMAN, A.-M. (2000), « Significance of Decision-making for LCA Methodology », 20(1) *Environmental Impact Assessment Review* 113.