

## **ANALYSE DU CYCLE DE VIE CONSEQUENTIELLE : IDENTIFICATION DES CONDITIONS DE MISE EN ŒUVRE ET DES BONNES PRATIQUES**

### **RAPPORT FINAL**

Mai 2013

**Responsable scientifique :** Mélanie GUITON, Enrico BENETTO - Centre de Recherche Public Henri Tudor.



« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

L'association SCORE LCA est une structure d'étude et de recherche dédiée aux travaux relatifs à l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et à la quantification environnementale. Elle vise à promouvoir et à organiser la collaboration entre entreprises, institutionnels et scientifiques afin de favoriser une évolution partagée et reconnue, aux niveaux européen et international, de la méthode d'Analyse du Cycle de Vie et de sa mise en pratique.

- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)  
[www.ademe.fr](http://www.ademe.fr)
- ✓ Les points de vue et recommandations exprimés dans ce document ne traduisent pas nécessairement l'opinion de l'ensemble des membres de SCORE LCA.

## Sommaire

<b>1</b>	<b>Résumé étendu.....</b>	<b>5</b>
1.1	<i>Les objectifs et finalités de l'étude.....</i>	5
1.2	<i>L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) conséquentielle : vulgarisation du concept et historique .....</i>	5
1.3	<i>Comment réaliser en pratique une ACV conséquentielle ?.....</i>	10
1.4	<i>Comparaison entre ACV conséquentielle et ACV attributionnelle .....</i>	11
1.5	<i>Perspectives de développement de l'ACV conséquentielle : de la standardisation à la définition de bonne pratiques.....</i>	13
<b>2</b>	<b>Extended abstract.....</b>	<b>15</b>
2.1	<i>Goal and objectives of the study.....</i>	15
2.2	<i>Consequential Life Cycle Assessment (C-LCA): its history and conceptual foundations.....</i>	15
2.3	<i>How to practically carry out a consequential LCA? .....</i>	19
2.4	<i>Comparison between attributional and consequential LCA .....</i>	20
2.5	<i>Future developments of consequential LCA: from standardisation to best practices.....</i>	22
<b>3</b>	<b>Introduction.....</b>	<b>25</b>
<b>4</b>	<b>Historique de l'approche d'ACV conséquentielle .....</b>	<b>26</b>
4.1	<i>Le développement de l'approche.....</i>	26
4.2	<i>Les points méthodologiques clé de l'approche CLCA.....</i>	26
4.3	<i>Les applications de l'approche CLCA.....</i>	28
<b>5</b>	<b>Définitions issues de la revue et des avis d'expert .....</b>	<b>29</b>
<b>6</b>	<b>Contexte d'utilisation de l'approche conséquentielle .....</b>	<b>32</b>
6.1	<i>La nature de la question posée à l'origine de l'étude .....</i>	32
6.2	<i>Comment la nature du changement étudié est-elle déterminée ?.....</i>	35
6.3	<i>La quantification du changement.....</i>	36
6.4	<i>L'identification des conséquences induites et prises en compte dans l'étude. ....</i>	37
<b>7</b>	<b>Moyens méthodologiques et techniques mis en œuvre.....</b>	<b>38</b>
7.1	<i>L'unité fonctionnelle (UF).....</i>	38
7.2	<i>Délimitation du système (frontières de l'inventaire) .....</i>	39
7.3	<i>Identification de la chaîne de conséquences (quantification de l'inventaire).....</i>	44
7.4	<i>Limitations dans la quantification de l'inventaire et simplifications .....</i>	47
<b>8</b>	<b>Comparaison entre ALCA et CLCA .....</b>	<b>50</b>
8.1	<i>Plus-value de l'approche CLCA par rapport à l'approche ALCA .....</i>	50
8.2	<i>Les limites de l'approche CLCA par rapport à l'approche ALCA .....</i>	54
<b>9</b>	<b>Conclusions.....</b>	<b>55</b>
9.1	<i>Principaux résultats méthodologiques issus de la synthèse .....</i>	55

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

9.2	<i>L'arbre de décision comme outil de support aux choix de l'approche d'ACV la plus pertinente.....</i>	56
9.3	<i>Perspectives : réponses aux questions des experts interviewés.....</i>	57
<b>Références</b>	<b>.....</b>	<b>62</b>
<b>Annexe A: Classification ILCD des différents contextes décisionnels faisant appel à l'ACV</b>	<b>.....</b>	<b>66</b>
<b>Annexe B : Synthèses de la revue bibliographique sectorielle sur l'approche conséquentielle – Délivrable D1.2.</b>	<b>.....</b>	<b>67</b>
<b>Annexe C : Résumé des réponses des experts ACV interrogés – Délivrable D1.3.</b>	<b>.....</b>	<b>92</b>
<b>Annexe D: Arbre de décision – Délivrable D3.1.</b>	<b>.....</b>	<b>109</b>

## 1 Résumé étendu

### 1.1 Les objectifs et finalités de l'étude

Le présent projet de recherche réalisé par le CRP Henri Tudor pour SCORE LCA a trois objectifs:

- 1) réaliser un état de l'art complet et indépendant de l'approche d'ACV conséquentielle (CLCA, ou ACVc) et de son utilisation dans la pratique, en mettant en évidence les fondements méthodologiques la caractérisant et permettant de la distinguer par rapport notamment à l'ACV attributionnelle ;
- 2) rédiger un arbre de décision, qui puisse aider le praticien ACV à choisir la bonne approche d'ACV pour une étude donnée et notamment suggérer quand une approche de type conséquentielle est pertinente, voire nécessaire. (voir le schéma simplifié de l'arbre en Annexe D: Schéma de l'Arbre de décision – Délivrable D3.1.).
- 3) dégager des recommandations de recherche et de développement pour améliorer l'approche.

Les objectifs sont adressés tout au long du rapport. Le but de cette synthèse est d'extraire les éléments et conclusions clés dans un souci de transparence afin de rendre le concept de l'ACV conséquentielle accessible pour un public non professionnel de l'ACV.

### 1.2 L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) conséquentielle : vulgarisation du concept et historique

Bien que le terme « ACV conséquentielle » ait été utilisé pour la première fois lors d'un atelier de travail méthodologique en 2001 (Curran et al, 2002), l'origine du terme date du début des années 90, c'est à dire des débuts de formalisation de la démarche ACV « basique » au sein de la SETAC (Society for Environmental Toxicology and Chemistry).

Depuis, au fil des années, les discussions autour du terme ont menées à une définition **générale** : « l'évaluation des conséquences, en termes d'impacts environnementaux générés, d'une ou plusieurs action(s) affectant le système technologique étudié ». Néanmoins, la **signification** exacte du terme « ACV conséquentielle », ainsi que les **implications pratiques** (en terme de réalisation d'une étude ACV conséquentielle), sont néanmoins demeurées **vagues et imprécises** jusqu'à la rédaction des deux rapports de Weidema et al., en 2003 et 2009 ([12] et [13]).

Le premier rapport montre pourquoi il est important de prendre en compte les caractéristiques des marchés dans lesquels les produits qui font l'objet d'une ACV sont utilisés et/ou développés. A partir de ces travaux, la notion de « conséquentielle » a toujours été associée à la prise en compte des conditions des marchés, sans pour autant établir des lignes de conduites claires sur la manière dont cela peut être réalisé en pratique.

Le deuxième rapport vise à pallier cette lacune en proposant une approche méthodologique de caractère général pour la réalisation d'une ACV conséquentielle, à savoir sans considérer un secteur d'application spécifique. Ce dernier rapport montre pourtant deux limitations majeures : 1) la terminologie et le jargon utilisés rendent la lecture très peu accessible à des non spécialistes et à des praticiens de l'ACV qui ne sont pas déjà initiés à l'approche conséquentielle ; 2) la méthodologie qui est proposée représente une approche particulière d'ACV conséquentielle, en effet la notion de « conséquentielle » reste plus large que celle proposée par [13], et pourrait être mise en place en suivant d'autres procédures opérationnelles.

Il apparaît donc qu'**aucun ouvrage de référence sur le sujet n'existe à l'heure actuelle**, que le concept même ainsi que sa mise en place sont encore débattus au sein de la communauté scientifique, et donc que l'ACV conséquentielle n'est pas prête pour être appliquée de manière systématique aux problématiques industrielles. Nous doutons d'ailleurs que cela fasse du sens, car

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

comme nous le montrons dans ce rapport, ses finalités et objectifs ne permettent pas de répondre à toutes les problématiques industrielles.

Sur la base des retours d'experts ACV interrogés, de la revue bibliographique et de nos propres développements conceptuels et méthodologiques réalisés dans le cadre de ce projet, une **explication simple de l'ACV conséquentielle** peut commencer par l'unité fonctionnelle (UF). Dans l'ACV conséquentielle l'UF n'est pas une unité de produit, de service ou d'opération d'un procédé (par exemple le transport d'une personne sur 1 km avec un véhicule conventionnel). **L'UF quantifie plutôt un changement relatif à un système technologique qui a eu ou aura lieu dans un contexte économique, social et environnemental bien déterminé** (par exemple le changement de mode de transport de 500.000 personnes.km : de véhicules conventionnels à véhicules électriques).

Le fait d'associer la notion de « conséquentielle » à l'évaluation d'un changement implique que les **résultats de l'ACV conséquentielle ne sont pas proportionnels à l'UF**. Le fait de prendre en compte **l'ampleur réelle** du changement est donc primordiale et représente **le premier élément distinctif** de l'ACV conséquentielle.

Considérer l'ampleur réelle du changement permet de préciser ainsi la notion de « prise en compte des conditions de marché(s) » qui est liée historiquement à l'ACV conséquentielle. En effet afin de définir l'ampleur potentielle du changement il est indispensable de disposer des informations nécessaires concernant le contexte socio-économique et environnemental dans lequel il a lieu.

Cette notion peut être davantage précisée lorsqu'on considère **le deuxième élément distinctif** de l'ACV conséquentielle : **la prise en compte des conséquences (ou effets) indirectes générées par le changement étudié**. La notion « indirectes » s'explique par le fait que les conséquences affectent des technologies et procédés qui ne sont pas indispensables à l'UF, autrement dit qui n'auraient pas été pris en compte par une ACV attributionnelle.

Par exemple, le changement de mode de transport, du fait de l'introduction de véhicules électriques, peut impliquer une augmentation de la capacité de production d'énergie électrique, donc des nouvelles infrastructures, qui peuvent remplacer les anciennes et/ou d'autres activités. Dans d'autres cas, la demande additionnelle d'électricité, faisant suite au changement de mode de transport, pourrait être satisfaite par un fournisseur marginal qui déciderait de changer de client final, pour des raisons économiques ; ce **changement affecterait un autre secteur d'activité (qui a priori n'a rien à voir avec les transports), qui devrait donc changer de fournisseur d'électricité (avec probablement un changement du mode de production de l'électricité) ou modifier sa production**.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

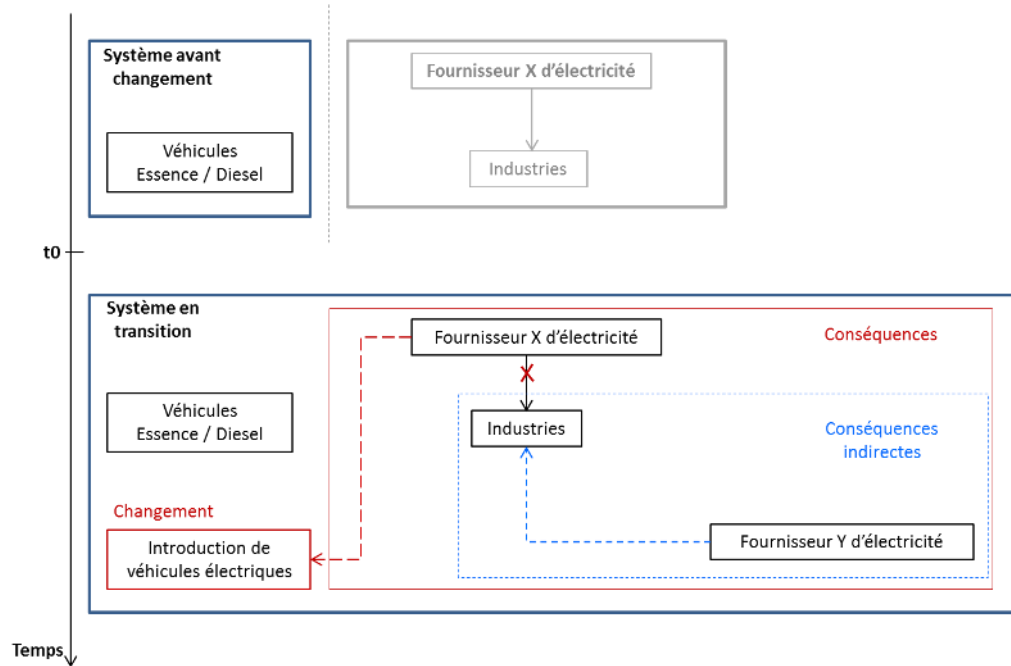


Figure 1 : Prise en compte des conséquences indirectes

Il est clair que l'ensemble de ces changements impliquent des processus qui ne sont pas **directement** nécessaires à l'UF, mais dont les variations doivent néanmoins être prises en compte car elles sont liées par une relation de responsabilité (cause-effet) au changement étudié par l'ACV conséquentielle.

Un deuxième exemple est la mise en place d'une production de bio-carburant dans une région du Brésil. Avant  $t_0$ , dans cette région 90 % des terres exploitées le sont pour l'élevage du bétail, alors que la production de biocarburant est nulle. Il n'y a pas de terres non exploitées disponibles dans cette région. A partir de  $t_0$  l'incitation politique fixe l'objectif d'une production de bio-carburant croissante de +1% par an, pendant 10 ans. On peut dire que le système à  $t_0$  est en situation de « status-quo » : on considère son fonctionnement moyen du point de vue technologique, dans un contexte économique, politique, social figé.

Dans cette situation un exemple d'effet direct serait la modification de l'affectation des terres utilisées initialement pour élever du bétail, à présent exploitées pour la production de bio-carburant ; à posteriori de l'instant  $t_0$ . Un exemple d'effet indirect serait l'importation de viande suite à la modification de l'affectation des terres utilisées initialement pour élever du bétail, à présent exploitées pour la production de bio-carburant. L'effet indirect reflète la prise en compte d'un mécanisme de substitution.

On peut donc affirmer que le champ d'étude de l'ACV conséquentielle inclut tous les processus (**et seulement ceux-là**) qui sont affectés par le changement étudié, même ceux qui ne sont pas directement liés à l'UF. Bien qu'à priori le champ d'étude d'une ACV conséquentielle puisse apparaître plus large que celui d'une ACV attributionnelle, la première n'inclut pas tous les processus directement liés à l'UF mais seulement ceux qui sont affectés par le changement ; pour cela, il n'est pas possible de conclure que la réalisation d'une ACV conséquentielle implique la collecte de davantage de données par rapport à une ACV attributionnelle.

Les **effets indirects** peuvent être dus à la présence de processus d'inventaire contraints (pour des raisons techniques, économiques ou réglementaires), qui doivent ainsi s'adapter à une nouvelle

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

demande dérivant du changement (par exemple à travers un changement de leur capacité de production ou un changement des relations client-fournisseur). C'est la raison la plus évidente qui est ressortie de l'étude. Par exemple, l'introduction du véhicule électrique sur le marché français pour 10% de la flotte actuelle de véhicules particulier à l'horizon 2020 induirait une hausse de la demande en électricité. Si les capacités de production actuelles ne sont pas en mesure de répondre à cette hausse de la demande à l'horizon 2020, parce que leur exploitation est déjà maximale, la production d'électricité est contrainte. De nouveaux investissements technologiques/infrastructuraux seront nécessaires pour répondre à la demande (effet indirect).

Il existe d'autres sources d'effets indirects, notamment concernant des **processus d'inventaire desquels plusieurs produits sont issus** (un principal et d'autres secondaires). Lorsque le changement (l'UF) induit la variation des quantités disponibles et/ou de la demande sur le marché du produit déterminant ou des co-produits, leur surplus ou leur manque doit être absorbé par le marché. Par exemple, la croissance de la demande du marché (à l'échelle mondiale) en acier engendre une hausse de la production de l'acier en hauts fourneaux, ce qui induit une hausse de production du laitier de haut fourneau, co-produit de l'acier. Le laitier substitue une part plus grande des granulats entrant dans la composition du béton, du fait de sa plus large disponibilité et de son coût d'achat avantageux (probablement applicable uniquement pour les producteurs de béton présents dans un périmètre géographique restreint des hauts fourneaux). Cela engendre à nouveau une chaîne de conséquences indirectes, dont le changement étudié est responsable, et l'ACV conséquentielle doit donc les prendre en compte.

Une dernière source d'effets indirects est identifiée lorsqu'une demande de produits ou procédés surgit suite au changement subi par le système, en créant un nouveau marché (éventuellement de niche) qui était inexistant auparavant. Par exemple, la mise sur le marché des ampoules basse consommation induit le besoin de développer la filière de traitement en fin de vie. La filière de traitement en fin de vie constitue un marché inexistant avant la diffusion des ampoules basse consommation.

La notion d'effet indirect et la différence ultime entre ACV conséquentielle et attributionnelle sont schématisées dans la figure suivante, adaptée à partir de [12]. Les cercles représentent les inventaires (ou les impacts environnementaux correspondants) d'un système économique, par exemple des besoins de mobilité d'une ville ou d'une région, ou bien de la production totale annuelle de véhicules d'un fabricant automobile.

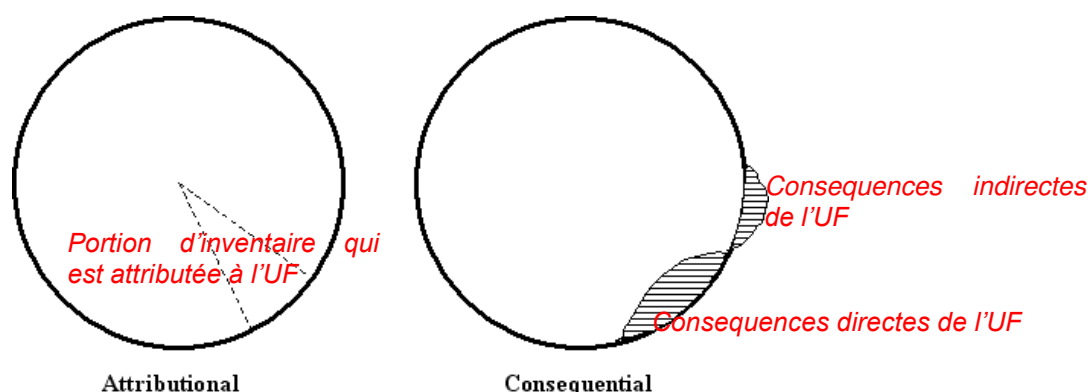


Figure 2 : Frontières d'une ACV attributionnelle et conséquentielle

L'objectif d'une **ACV attributionnelle** est d'**attribuer** (allouer) **une part de cet inventaire (ou impacts) à une UF fictive**, par exemple le transport d'une personne sur 1 km avec un véhicule conventionnel ou un véhicule vendu (marque, type, motorisation etc.). Cela correspond à la portion

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

en pointillés dans la figure, qui se transpose lors de la réalisation de l'inventaire attributionnel en la séparation des composants du système (par exemple en isolant les données par ligne de production dans une chaîne industrielle) et en l'application de règles d'allocation (par exemple pour attribuer les portions de consommation électrique totale d'une ligne de production aux différents produits réalisés sur cette ligne, en fonction de leur nombre, de leur masse ou de leur valeur économique).

On souligne que, lorsque le système (le cercle) est très large (par exemple lorsqu'il représente tout un secteur économique, tel que la production européenne de véhicules particuliers), il est très important de répartir de manière consistante, afin de garantir que la somme des portions corresponde bien au total. Si le partitionnement est fait par différents acteurs (comme cela pourrait être le cas de l'affichage environnemental de véhicules particuliers, réalisé indépendamment par chaque fabricant), le risque est fort que le partitionnement ne soit pas consistant, à cause de différentes approches méthodologiques.

Concernant l'**ACV conséquentielle**, ce problème ne se pose pas. L'**objectif est d'évaluer les conséquences d'un changement** (par exemple le changement de mode de transport de 500.000 personnes.km : de véhicules conventionnels à véhicules électriques) qui affecte le système (le cercle) concerné (par exemple les besoins en mobilité d'une région). Pour cela, on observe des effets directs, c'est-à-dire les conséquences affectant des technologies et procédés de premier plan, qui sont indispensables à l'UF. Par exemple des activités et processus qui disparaissent, à savoir qu'ils ne font plus partie du système suite au changement, tels que les véhicules conventionnels par exemple. On observe alors également des effets indirects qui élargissent le système (le cercle) : par exemple la production additionnelle d'électricité et toute autre activité mise en place afin de faire face à une demande additionnelle ou nouvelle, même si cela n'a pas de liaison technologique directe avec la mobilité.

Il est important de souligner que bien qu'historiquement les notions de « remplacement » et d'« impact évité » ont été considérées comme une alternative aux méthodes d'affectation (aussi par les normes ISO 14040-44), il existe une **différence conceptuelle fondamentale entre les notions de « substitution/expansion du système » et « remplacement/impacts évités »**. Cette dernière approche vise à éliminer artificiellement (« virtuellement ») les co-produits en approximant leur part d'impacts environnementaux (qui demeure formellement inconnue car les processus multifonctionnels concernés ne peuvent pas être partitionnés) par la valeur d'impacts environnementaux d'un système conventionnel délivrant les mêmes coproduits. En revanche, le principe de substitution adopte formellement une perspective conséquentielle, en évaluant les impacts évités (ou engendrés) par les substitutions entre produits qui peuvent réellement survenir sur les marchés. Ces derniers sont les effets directs et indirects décrits ci-dessus. Du point de vue pratique, les résultats obtenus par les deux approches peuvent, dans certains cas, être les mêmes mais du point de vue conceptuel leur signification est radicalement différente. Il est intéressant de noter que le besoin de mieux préciser la signification de « remplacement/impacts évités » a probablement « dopé » le développement de l'ACV conséquentielle, en alternative à l'approche attributionnelle.

**L'identification et la quantification des effets directs et surtout indirects jouent un rôle primordial dans la réalisation d'une ACV conséquentielle**, tout particulièrement la définition du champ d'étude et des données (datasets) d'inventaire. Comme on le verra plus loin, il **n'existe pas de procédure agréée universellement** pour cela, différentes approches sont possibles, mais aucune praticable de manière routinière dans le domaine industriel. Suite à l'étude réalisée, nous pouvons néanmoins mettre en évidence quelques éléments de réflexion, qui peuvent aider ultérieurement à la compréhension de l'ACV conséquentielle et des enjeux sous-jacents :

i) un **problème de comparabilité** se pose entre des études conséquentielles réalisées sur la même UF, à savoir étudiant le même changement; il n'est pourtant pas clair si la comparaison elle-même fait du sens, à savoir s'il y a un souci de comparabilité, car chaque étude est strictement liée à un

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

contexte socio-économique bien précis et non pas à des fins de benchmarking. La comparaison d'études adoptant différentes approches à un intérêt scientifique [33].

ii) la chaîne de conséquences liées au changement peut être très large et longue. **Comment peut-on être sûr de prendre en compte tous les effets significatifs ?** Dans une ACV attributionnelle, des règles de coupures sont définies et le problème se pose moins grâce aux relations de causalité technologiques existant entre les processus inventoriés et l'UF. Dans une ACV conséquentielle, aucun moyen n'existe pour le praticien de s'assurer de n'avoir rien oublié.

### 1.3 Comment réaliser en pratique une ACV conséquentielle ?

Comme nous l'avons anticipé, il n'existe pas actuellement de lignes de conduite universellement reconnues pour la réalisation pratique d'une ACV conséquentielle, le rapport le plus opérationnel étant [13], qui fournit pourtant une approche conséquentielle spécifique sans rendre compte de la diversité des méthodes possibles.

Le présent projet de recherche a permis d'identifier les principales questions méthodologiques à traiter et les questions connexes qui caractérisent l'approche CLCA et de proposer une démarche opérationnelle via un arbre de décision.

Tout d'abord, la **question** se pose **concernant les cas de figures dans lesquels l'approche conséquentielle est pertinente**. Nous pouvons statuer que la CLCA est toujours potentiellement pertinente pour évaluer les impacts environnementaux induits par les conséquences d'un (ou plusieurs) changement(s) subi(s) par un système à l'échelle meso ou macro-systémique, induit(s) par l'évolution du contexte et des objectifs politico-économiques suite à une décision stratégique d'ordre politique, industrielle ou de marché.

Dans un second temps, il est primordial de **définir de manière corrélée le contexte spatial, l'horizon temporel, ainsi que l'ampleur du changement et les mécanismes de substitution** associés afin de pouvoir **délimiter le champ d'étude** et **identifier les processus affectés par le changement**, à prendre en compte dans l'inventaire. Comme a priori c'est le marché sur lequel évolue le système qui sera affecté en premier lieu par le changement, ce dernier doit être caractérisé par sa taille, son caractère ouvert ou restreint, sa tendance générale (croissant, stable ou décroissant) et ses capacités d'expansion, la tendance des importations et exportations associées et aussi la fluctuation des prix, qui peut contribuer de manière primordiale à renforcer la fiabilité de l'inventaire conséquentiel. La définition de l'horizon temporel est fonction de la nature de la question à l'origine de l'étude, du type de changement et de son ampleur, et du contexte spatial. Le périmètre spatial du système dépend des caractéristiques du/des marchés affectés par le changement, du type de changement, de son ampleur et des mécanismes de substitutions qu'il induit et de l'horizon temporel considéré.

L'ampleur du changement, et l'ampleur des conséquences (effets) directes et indirectes sont déterminées en fonction du périmètre spatio-temporel. On considère que l'ampleur des conséquences est faible lorsque les conséquences sont à la marge: les processus affectés par le changement font partie du système lors de la situation de départ (avant le changement) pour lesquelles la demande du marché associée au système va évoluer au fil du temps sur la période donnée.

La fonctionnalité du système évolue au cours de la période étudiée en fonction de la demande, de manière non significative par rapport aux capacités de production du marché lors de la situation de départ. Les évolutions considérées sont celles des technologies moyennes, liées à l'évolution des technologies existantes; mais elles ne sont pas liées à une contrainte de capacité technique, ou de disponibilité des ressources, ni de fluctuation des prix. On considère que **l'ampleur des conséquences est large** lorsque le changement est tellement important que pour pouvoir répondre aux variations associées, les capacités du système moyen de départ sont insuffisantes, et des **comportements "de rupture"** doivent être mis en place. On observera potentiellement l'apparition de nouvelles technologies, en plus de l'évolution des technologies moyennes, du fait des actions

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

mises en place. Par exemple, une action mise en place pour réduire le nombre de véhicules diesel au profit de véhicules GPL relève d'un changement d'orientation pour l'utilisation des technologies existantes. Indépendamment de la taille du marché des transports considéré dans l'étude, on s'oriente donc plutôt vers un changement de faible ampleur. A l'inverse, une action mise en place pour introduire le véhicule électrique sur le marché relève de l'introduction d'une nouvelle technologie. En fonction de la taille du marché des transports considéré dans l'étude, on s'oriente donc plutôt vers un changement de large ampleur, puisque l'introduction d'une nouvelle technologie nécessite (par exemple) la mise en place de technologies connexes ou d'infrastructures, pour permettre à la nouvelle technologie en question.

Enfin, les **processus affectés** sont **identifiés sur la base des mécanismes de marché, des mécanismes politiques et sociaux dans le contexte spatio-temporel défini**. On peut donc recourir à des modèles d'équilibre économique et/ou des modèles sociaux (par exemple multi agents) pour les identifier. L'inventaire des processus affectés doit refléter au mieux l'état des technologies sur la période d'évaluation du changement. Autant que possible on adoptera une **approche dynamique** de l'évolution des processus affectés sur la période donnée. En CLCA, du fait de l'incertitude liée à la modélisation des processus affectés, il est **fortement recommandé d'établir plusieurs scénarios**.

L'**arbre de décision** développé dans le cadre de ce projet guide son utilisateur à travers les différents verrous successifs illustrés ci-dessus. La résolution d'un verrou le conduit vers le verrou suivant jusqu'à ce que l'approche adéquate soit identifiée. L'arbre permet donc, à partir de la question initiale, d'identifier d'une part quelle sera l'approche ACV la plus adaptée pour répondre à la question et d'autre part d'affiner la question posée. Il a pour but de renforcer la phase préparatoire d'une étude ACV, de manière à ce que les résultats qui seront obtenus répondent davantage aux attentes industrielles et/ou politiques.

#### 1.4 Comparaison entre ACV conséquentielle et ACV attributionnelle

Dans le tableau suivant nous résumons les **principales différences entre ACV attributionnelle et ACV conséquentielle** relativement aux principales étapes d'une ACV et par rapport aux verrous méthodologiques mis en évidence par les experts interviewés dans le cadre du projet.

Tableau 1 : Comparaison entre ACV conséquentielle et ACV attributionnelle

	ACV conséquentielle	ACV attributionnelle
<b>Objectifs</b>	Evaluation des conséquences environnementales d'un <b>changement</b> apporté à un système (produit, service, système socio-économique) sur une période de temps et un contexte socio-économique donnés	Evaluation de performances environnementales d'un système (produit, service, système socio-économique) en conditions de <b>status-quo</b> (pas de changement étudié)
<b>Finalités</b>	Support des processus décisionnels, communication (pas encore actuellement), benchmarking	Reporting, benchmarking, communication environnementale (affichage)
<b>Unité fonctionnelle (UF)</b>	Ampleur réelle du changement (ex. 500'000 véhicules électriques additionnels), sur une période de temps (ex. 10 ans) et un horizon temporel (ex 2010-2020) donnés.	Unité de fonction fictive (ex. 1 véhicule électrique), à un horizon temporel donné (ex. 2020)
<b>Relation entre UF et résultats d'inventaire</b>	Non proportionnelle : si l'on multiplie par 10 l'UF, les résultats d'inventaire ne sont pas forcément multipliés par 10	Proportionnelle : si l'on multiplie par 10 l'UF, les résultats d'inventaire sont aussi multipliés par 10

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

<b>Champs d'étude</b>	Comprend tous les processus affectés par le changement étudié, même s'ils ne sont pas liés au produit, service, système socio-économique étudié par un lien technologique de cause-effet (effet indirects). Les processus non-affectés ne sont pas évalués.	Inclut tous les processus liés au produit, service, système socio-économique étudié par un lien technologique de cause-effet
<b>Identification des processus d'inventaire à prendre en compte</b>	Approches simplifiées [13], modèles d'équilibre économique, modèles sociaux	A partir de la composition du produit, flow-sheeting du processus et de la chaîne de fournisseurs, utilisateurs et gestionnaires de la fin de vie
<b>Type de données d'inventaire (datasets)</b>	Les données reflètent les interactions technologiques <b>et économiques (de marché)</b> entre les processus d'inventaire <b>suite au changement</b> , à savoir il s'agit de données marginales (éventuellement marginales moyennes)	Les données reflètent des <b>interactions technologiques moyennes</b> entre les processus d'inventaire. Il s'agit de données moyennes à un horizon de temps donné
<b>Sources de données d'inventaire (datasets)</b>	Datasets à construire <i>ad hoc</i> en fonction du contexte socio-économique (marché) spécifique Ecoinvent 3.0 pour les données d'arrière-plan	Données moyennes collectées <i>ad hoc</i> pour des produits, processus spécifiques Bases de données ACV pour les données d'arrière-plan
<b>Gestion des processus multifonctionnels (ne pouvant pas être résolus par les mécanismes d'allocation)</b>	Expansion du système / substitution ( <b>méthodes d'affectation/allocation à proscrire</b> )	Méthodes d'affectation/allocation Méthode des impacts évités
<b>Type de méthodes d'évaluation des impacts (LCIA) utilisables</b>	Tous	Tous
<b>Comparabilité des résultats</b>	Pas strictement indispensable, comme l'étude dépend intrinsèquement du contexte socio-économique et de l'approche conséquentielle utilisée. Les scénarios prospectifs établis pour une même étude doivent être comparables car ils sont établis en considérant le même contexte socio-économique. En revanche, deux études indépendantes réalisées pour traiter une même question peuvent ne pas être comparables.	Exigence indispensable
<b>Fiabilité des résultats (incertitude, sensibilité)</b>	Analyse d'incertitude et de sensibilité indispensables (aussi par le biais de scénarios prospectifs). La fiabilité dépend principalement de l'approche de modélisation de l'inventaire conséquentiel.	Analyse d'incertitude et de sensibilité indispensables. La fiabilité dépend principalement de la qualité des données d'inventaire (cf. arbre de décision)

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Une troisième approche, l'**ACV décisionnelle**, a également émergé récemment [35], mais son envergure ainsi que le nombre de cas d'applications sont très réduits en comparaison des deux autres approches analysées dans le tableau ci-dessus.

L'ACV décisionnelle considère aussi un système (produit, service, système socio-économique) en conditions de status-quo (dans le passé, présent ou futur). En contraste de l'approche attributionnelle, la décisionnelle considère des interactions entre processus basées sur des relations **contractuelles**, figées à un instant donné. Les données d'inventaire correspondantes seront donc des données moyennes mais relatives aux processus identifiés par les relations contractuelles. L'étendue du système étudié reflète donc la sphère d'influence du décideur. Les relations contractuelles sous-entendent une ou plusieurs décisions déjà entrées en vigueur. Ces décisions, et leurs conséquences, **ne font donc pas l'objet** de l'ACV décisionnelle, comme c'est le cas de l'ACV conséquentielle. Aucun mécanisme de marché n'est considéré dans l'ACV décisionnelle, donc aucun type de contrainte n'est prise en compte : ce sont les relations contractuelles qui régissent le choix des processus d'inventaire. Pour cela, **aucun effet indirect** n'est pris en compte dans l'inventaire.

Considérons ici un exemple pratique d'application des trois approches : au Luxembourg les subventions pour l'achat d'un véhicule électrique seront subordonnées à l'achat d'un contrat de fourniture d'électricité verte.

**Attributionnelle** : ACV d'un véhicule électrique (UF= 1 p.km) en 2020, mix électrique moyen du Luxembourg en 2020.

L'ACV fournit un écoprofil "moyen" du véhicule (cela correspond à la situation C du ILCD [8])

**Décisionnelle**: ACV d'un véhicule électrique (UF= 1 p.km) en 2020, mix électrique vert selon contrat à cet horizon.

L'ACV sert à évaluer l'influence de la décision contractuelle dans le cadre de la promotion (ou la communication environnementale) du profil environnemental du véhicule (situation A du ILCD [8])

**Conséquentielle** : ACV de 40.000 véhicules électriques additionnels, l'UF est un nombre de p.km calculée sur base de l'utilisation détaillée de chaque type de véhicule et la distance de transport, (par exemple obtenus avec une modélisation par système multi-agents) entrant sur le marché entre 2012 et en 2020. Les mix électriques sont considérés selon les règles de marché (simulations économiques entre 2012 et 2020). Les effets indirects engendrés par l'augmentation de la demande d'électricité entre 2012 et 2020 sont également considérés et évalués par les modèles économiques.

L'ACV sert à évaluer toutes les conséquences, engendrées par la politique de mobilité électrique ou de la stratégie industrielle déterminant le changement étudié (ILCD B ou A en fonction du marchés impactés).

L'arbre de décision détaille les conditions dans lesquelles ces trois approches sont utilisées, peuvent être éventuellement combinées, ou se recoupent.

### **1.5 Perspectives de développement de l'ACV conséquentielle : de la standardisation à la définition de bonnes pratiques**

L'étude a permis de confirmer que **l'ACV conséquentielle est une approche adaptée pour supporter les prises de décision à grande échelle**, pour divers secteurs économiques (tant au niveau politique qu'industriel). Dans certains cas (par exemple relativement aux questions politiques de mobilité ou de la production de biocarburants) elle est la **seule approche d'ACV capable d'appréhender correctement les conséquences environnementales de la mise en œuvre de ces politiques**. En ce

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

qui concerne les problématiques d'affichage et de communication environnementale, l'approche conséquentielle est moins pertinente que l'attributionnelle.

Cependant, en l'état actuel des développements, l'approche conséquentielle et ses différentes approches **manquent de fonctionnalité et d'harmonisation**, ce qui **empêche de facto** sa **mise en œuvre** et limite son utilisation essentiellement au cercle de la communauté scientifique.

Compte tenu de la pertinence de l'approche, un développement conséquent vers son opérationnalisation est souhaité. Dans ce but, sur la base des résultats de la présente étude, **nous formulons les recommandations suivantes** :

- lors des prochaines **révisions** des normes de la série **ISO 14040**, il sera extrêmement bénéfique d'**intégrer** un certain nombre d'**éléments méthodologiques** et de lignes de conduites **propres à l'approche conséquentielle**, en particulier ceux mis en évidence dans le tableau ci-dessus. Bien que le retour d'experts n'ait pas permis de dégager un avis consensuel concernant l'adéquation actuelle entre l'approche conséquentielle et les normes, nous sommes d'avis qu'il n'y a pas actuellement de points conflictuels ni de divergence entre les deux. Néanmoins, il serait nécessaire de compléter les normes par des recommandations concernant **en particulier les objectifs de l'étude (la notion de « changement »), la prise en compte des effets indirects, les différentes approches de modélisation de l'inventaire et finalement les modalités de définition et collecte des données d'inventaire marginales**. Les données d'inventaire marginales reflètent les procédés directement ou indirectement affectés par le changement étudié, à un horizon temporel donné.

- une **phase de « test »**, comprenant l'application des différentes approches méthodologiques à l'ACV conséquentielle sur un nombre restreint de cas d'étude très pertinents (comprenant des politiques publiques et industrielles), pourrait renseigner sur les limites, les besoins de recherche et développement, et pourrait contribuer, à moyen terme, à la **rédaction d'un guide de « bonnes pratiques »**. Une telle démarche requiert l'implication et l'élan des institutions publiques, sur le modèle du « Product Environmental Footprint » initié par les institutions européenne

- la **communauté scientifique internationale** de l'ACV devrait se concentrer sur la **combinaison intelligente des différentes approches d'ACV** (pour adresser *ad hoc* une question donnée) au lieu de conserver (et dans certains cas promouvoir) une segmentation des approches, qui les rend concurrentes et empêche un développement efficace et profitable de la méthodologie.

## 2 Extended abstract

### 2.1 Goal and objectives of the study

The present research was carried out by the CRP Henri Tudor for SCORE LCA targeting three main objectives:

- 4) To perform a comprehensive and independent state of the art of consequential LCA (C-LCA) and its use in the daily LCA practice, highlighting its methodological foundations and its differences with respect to the attributional approach;
- 5) To build a decision tree aiming at supporting and steering the LCA practitioner in the choice of the right LCA modelling perspective for a given application context, and especially identifying when a C-LCA approach is absolutely necessary;
- 6) To recommend future research orientations and needs to improve the methodology and operationability of C-LCA

These objectives are extensively addressed in the full report. The aim of this extended abstract is to highlight the main results and conclusion for the sake of maximum transparency and to explain the concept of C-LCA to practitioners without any previous knowledge in the matter.

### 2.2 Consequential Life Cycle Assessment (C-LCA): its history and conceptual foundations

Despite the term “consequential LCA” was used the first time at a workshop in 2001 (Curran et al, 2002), the term comes from the early 90s, i.e. from the very initial foundation of the LCA framework at the SETAC (Society for Environmental Toxicology and Chemistry).

The discussions which followed recently led to a generic definition of the term: “the assessment of the environmental consequences of one or more action(s) affecting the studied technological system”. However, the exact **meaning** of the term, and its **practical implications** (when carrying out a LCA), remain unclear and inaccurate until the release of two reports from Weidema et al., in 2003 and 2009 [12] and [13].

The first one showed why it is important to consider the market in which the product studied in the LCA is sold and used, i.e. to account for the socio-economic environment surrounding the mere technological system studied in the LCA. Starting from this work, the notion of “consequential” has always be related to the consideration of market information, but the exact meaning and practical implications of that remained dramatically unclear.

The second report aims at filling this gap by proposing an operational approach to C-LCA, which is claimed to be generally applicable. The approach has, however, two important shortcomings: 1) the specific terminology (jargon) used hampers its intelligibility and makes it suitable only for LCA practitioners already cognizant of the notion of C-LCA; 2) the proposed methodological approach is indeed a specific case of C-LCA; as a matter of fact, there is now evidence that the notion of “consequential” is larger than the one explained in [13], and could be operationalized considering different tools and approaches.

As a conclusion, there is **currently no reference handbook or report** on C-LCA broadly speaking. There is no common agreement on the C-LCA concept and its operationalization, which are still debated in the LCA scientific community. Therefore, the approach is still not ready to be routinely applied in the daily (industrial and policy support) LCA practice. We even doubt that this will be the case in the future and that it is even desirable because, as it is shown in the report, the C-LCA cannot address all the types of decision contexts and industrial problems.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Based on the feedback from the experts interviewed, the literature state of the art and our methodological developments, a **simple introduction to C-LCA starts with the definition of the functional unit (FU)**. The FU is usually not a reference unit of product, service or process operation (for example the transport of one person over 1 km using a conventional vehicle). Instead, the FU quantifies a change **relative to a technological system, which has occurred (or will occur) in a given socio-economic context** (for example the change of transportation mode for 500.000 persons.km, from conventional to electric vehicles).

Because of the relationship between the notion of “consequential” and the assessment of a change, **the results from a C-LCA are not linearly dependent on the FU**. The consideration of actual scale of implementation of the change (in a specific socio-economic environment) is therefore primordial and is the first key distinctive element of **C-LCA as compared to A-LCA**.

The latter allows as well to better explain the notion of “consideration of market information”, which is historically related to C-LCA. Indeed, in the aim of defining the actual magnitude of the changes, it is necessary to gather all the information related to the socio-economic environment surrounding the system being analysed and submitted to change, which is basically the market information.

The dependence to the market can even be better explained considering the second key distinctive element of C-LCA: the **consideration of the indirect consequences (effects) engendered by the studied change**. The term “indirect” refers to the consequences affecting technologies and production processes which are not essential to the FU, i.e. are not linked to it by technological relationships. These consequences would not have been included in an attributional LCA.

For example, the change of transport mode, because of the introduction of electrical vehicles in the system, may generate an increase of electricity production capacity, i.e. new production infrastructures, replacing older ones or other production activities. In other situations, the increased electricity demand following the introduction of electric vehicles may be answered by a marginal supplier changing its client because of economic reasons. The change would therefore **affect another activity sector (not related to the transport sector)**, which will have to change electricity supplier because of the introduction of electric vehicles, or to change its production schedule.

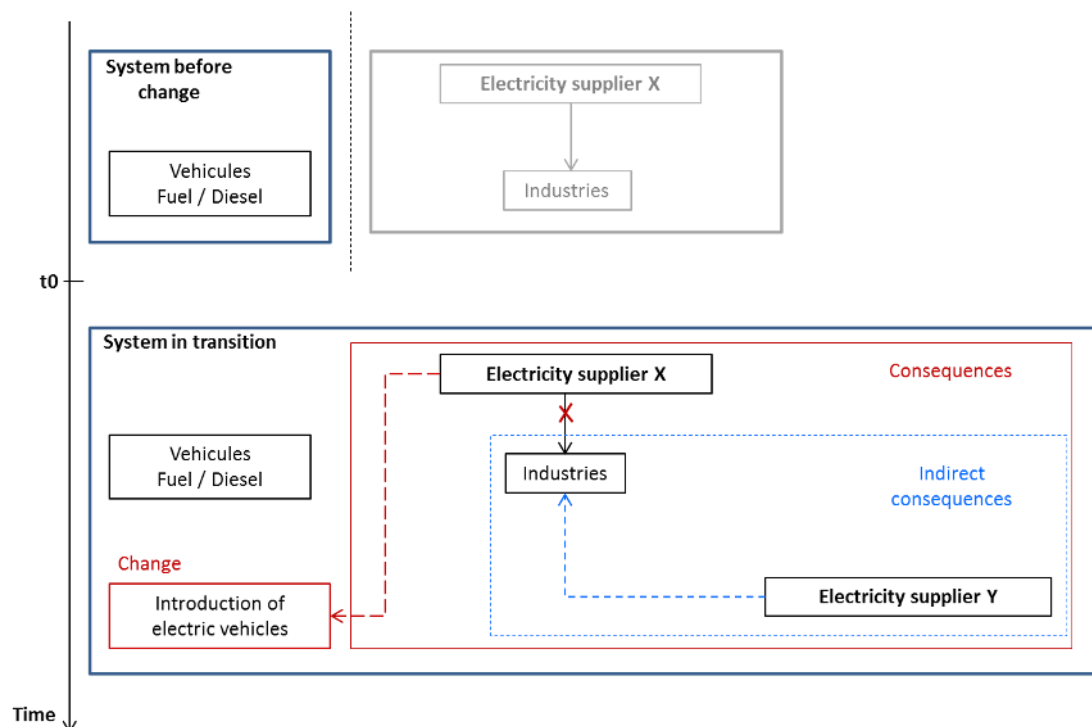


Figure 3 : Consideration of indirect consequences

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

All these changes affect activities which are not directly required (solicited by) the FU, but whose variations have to be included in the assessment because they **are linked by a cause-effect chain to the studied change in the C-LCA, which is therefore responsible of the chain.**

A second example could be the implementation of bio-fuel production in a region of Brazil. Before the production started, 90% of the cultivated land was used for livestock, while biofuel production was zero. There was no unused land available in the considered area. From the production start on the policy incentive sets a target of increasing production of bio-fuel of 1% per year during 10 years. The system is considered in status quo conditions at the time of production start, i.e. its average technological operation is set in a given political, economic, and social context.

In this situation an example of direct effect would be the land use change, from land originally used to raise livestock, to the land used to produce bio-fuel. An example of indirect effect would be meat imports following the change of land use, from livestock rising to the production of biofuel. The indirect effects basically reflect a substitution mechanism.

We can therefore state that the scope of C-LCA does include all the processes (**only these ones**) which are affected by the studied change, even if they are not directly related to the FU. Although the scope of a C-LCA may appear to be larger than the one of an A-LCA, the first one does not include all the processes directly related to the FU, but only the ones which are affected by the change. For this reason, it is not possible to infer that C-LCA systematically implies the collection of more datasets than A-LCA

**Indirect effects** may be due to **constrained production processes** (for technical, economic, or normative reasons) **in the inventory**, which have to adapt to face the novel demand engendered by the change, for example through a change of the production capacity or novel client-suppliers relationships. According to the feedback provided by experts, constrained production factors are the main sources of indirect effects. Indeed, they are not the most important source according to the literature. For instance, the introduction of electric vehicles on the French market for 10% of the current fleet of household vehicles in 2020 would lead to an increase in electricity demand. If current production capacities are not able to meet this increased demand in 2020, because their operation is already high, the production of electricity is constrained. New technological/infrastructural investments are needed to meet demand (indirect effect).

Other sources of indirect effects are suggested, especially **multi-output processes, i.e. processes producing several products** (main product and secondary co-products). Whenever the studied change (the FU) engender the variation of the available quantity (or of the demand) of the main (determining) product or one of the cop-products, the additional production (or lack of production) has to be absorbed by the market. This effect generates a chain of indirect consequences which has to be internalized by the C-LCA. For instance, the growth of steel (worldwide) market demand generates an increase in steel production in blast furnaces, which induces an increase in production of blast furnace slag, steel co-product. The slag substitutes a larger part of aggregate originally used in concrete mix, because of its wider availability and its advantageous purchase price (probably only applicable for concrete producers present in a limited area of the blast furnaces).

The last source of indirect effects arises whenever a novel product service or process comes into play because of the studied change, contributing to a novel (niche) market which was inexistent beforehand. For instance, the introduction on the market of energy saving light bulbs induces the need to develop their end of life treatment system. The treatment process at the end of life was not existing before the dissemination of saving energy light bulbs.

The notion of indirect effects and the related differences between C-LCA and A-LCA are sketched in the figure below, adapted from [12]. The circles represent the inventory (or the corresponding

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

environmental impacts) of an economic system, for example the mobility needs of a city or region, or the total annual production of vehicles of a car manufacturer.

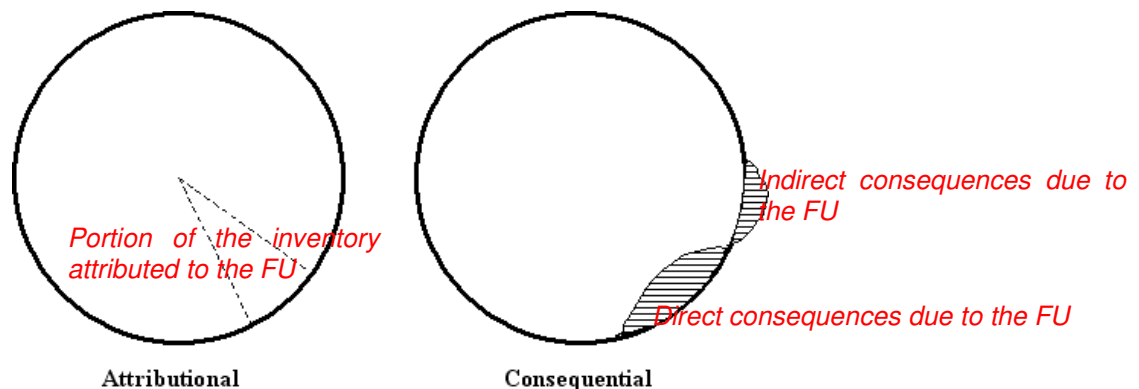


Figure 4 : Boundaries of an attributional and a consequential LCA

The goal of an **attributional LCA** is to **attribute a portion of the whole inventory to the specific FU**, which is in most of the cases a sheer reference unit, for example the transport of one person over 1 km with a conventional vehicle (specifying the brand, engine, etc.). Such a portion is highlighted by the dashed line, and is calculated in the specific inventory by separating the different components of the whole system (for example by isolating the inventory data per production line) and by applying the allocation rules (for example to attribute a part of the total electricity consumption of the production line to the different products produced by the line, as a function of their number, mass, or economic value).

It should be noted that when the system is very large (for example when it represents an entire economic sector, like e.g. the European production of car vehicles), it is very important to attribute consistently the inventory parts to the different products, in order to guarantee that the sum of the individual portions equals the total at the end of the repartition. In the case the partitioning is done by different actors (e.g. in the case of environmental labelling of car vehicles, done independently by each manufacturer), the risk of inconsistency is very high, because of the possibly different methodological approaches used.

The goal of **consequential LCA** is instead to assess **the consequences of the studied change** (for example the change of transport mode for 500.000 personnes.km from conventional to electric vehicles) affecting the system (representing for example the regional mobility needs). One can observe direct effects, which represent the consequences affecting foreground technologies and processes which are essential to the functional unit. For example processes which are no longer part of the system (for example conventional vehicles). Indirect effects are also arising because of the system expansion (for example the additional electricity production and any other activity whose variation is indirectly imputable to the introduction of electric vehicles, even without any direct link to them).

It is important to note that, historically, the notions of “replacement” and “avoided impact” have been considered as an alternative approach to the allocation, also by the ISO 14040-44 standards. However, there is a **major conceptual difference between the notions of “substitution/system expansion” and “replacement/avoided impacts”**. The latter aims at virtually eliminating the co-products by approximating their part of environmental impacts (formally unknown because of the related multi-functional processes which cannot be partitioned) by the environmental impact of an alternative system fulfilling the same function. There is actually no substitution or replacement in the market, just a value statement. On the contrary, “substitution/system expansion” formally adopts a consequential perspective, by assessing the avoided (or additional) impacts by means of the **product replacement that could actually occur in the market**. These are indeed the indirect effects

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

previously described. In some special cases, the two approaches could lead to the same results, but the conceptual differences still hold. Interestingly enough, the need to clarify these two interpretations has probably boosted the development of C-LCA, as an alternative to A-LCA.

The **identification and quantification** of the direct and especially **indirect effects play a primordial role in the practical implementation of C-LCA**, especially regarding the scope definition and the datasets collection. As it will be shown afterwards, currently there is no universally agreed procedure to this aim: different approaches are equally possible but none of them is ready to be used in the industrial practice. Based on the results, we can however highlight a few points that would deserve to be further explored for a better understanding of C-LCA and the related stakes:

i) a **problem of comparability** can be set between two C-LCA studies done on the same FU, i.e. studying the same change. The rational and ultimate consistency of the comparison is however unclear. Is there a need to compare two C-LCA studies? As it was shown, each study is strictly related to a specific socio-economic context and shall not be used for benchmarking purposes. The comparison of different modelling approaches for C-LCA is certainly interesting from a scientific perspective [33].

ii) the chain of consequences related to the change can be very large and articulated. **How could one be sure to have included all the relevant and significant changes?** In an A-LCA, cut-off rules are defined and the question is less important thanks to the (technological) cause-effect relationship between the inventoried processes and the FU. In a C-LCA, there is currently no solution to this problem.

### 2.3 How to practically carry out a consequential LCA?

As already mentioned, there is currently no operational guideline for the practical implementation of C-LCA. The report operationalizing at best the methodology [13] provides a specific approach without accounting for the diversity of modelling approaches available.

In the present research, the main methodological and practical questions to be solved to operationalize the C-LCA have been identified and an operational framework has been proposed by means of a decision tree.

First, the **question of when C-LCA is necessary** (or mandatory) to address a specific decision has to be tackled. We can argue that C-LCA is potentially needed to assess the environmental consequences of the changes affecting a system at meso or macro scale, especially the ones related to socio-economic developments, strategic industrial decisions and policy making.

Secondly, it is mandatory to **define (in an interrelated way) the spatial context, the time horizon as well as the magnitude of the change and the substitution mechanisms** associated. This is needed to **define the scope of the study** and to identify the processes affected by the change, to be included in the inventory. As the market in which the studied system is placed is the first one to be affected, it has to be characterized concerning its size, nature (open or restricted), trend (increasing, decreasing, stable), expansion capacities, trends of imports and exports and price fluctuations, which can affect significantly the reliability of the inventory modelling.

The definition of the time horizon depends on the nature of the questions posed by the study, on the type and magnitude of the change as well as on the spatial context. The latter is a function of the affected market characteristics, of the type of changes, its magnitude and substitution mechanisms and time horizon.

The magnitude of the change and of the related direct and indirect consequences is determined by the spatial context and the time horizon. The **magnitude** is considered to be **low** whenever the **consequences** are at the **margin**: the affected processes were already part of the system before the change occurred and their demand changes over the time period of the change. The function of the

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

system may also evolve over the time period depending on the demand, but always at the margin. Average technologies can still be considered, whose evolution will not be significant enough to reach the point of constraint. The **magnitude** is considered to be **high** whenever the change is so important that the processes, in order to be able to respond, have to increase their capacity through “breakthrough investments”. Novel technologies could potentially come into play, and average technologies (already considered before the change) can evolve significantly. For instance, an action implemented to reduce the number of diesel vehicles in favor of LPG vehicles corresponds to a shift of the use of existing technologies. Regardless of the size of the transport market considered in the study, the system therefore moves towards a change characterized by a low magnitude. At the opposite, an action set up to introduce electric vehicles in the market corresponds to the introduction of a new technology. Depending on the size of the transport market considered in the study, the system is probably moving towards a large change since the introduction of a new technology requires (for example) the development of related technologies and infrastructure (e.g. charging stations).

The affected technologies can then be identified through the application of **simplified market mechanisms or by economic and social modelling of interactions between processes, in a specific spatial and temporal context**. The use of economic equilibrium models and social models is pertinent to this aim. The inventory of processes has to reflect as closely as possible the state of the technologies over the studied period. The adoption of a **dynamic approach** is highly **recommended** to monitor the evolution of the system over the time period of the change. Also, the use of different **prospective scenarios** to simulate future socio-economic situation is **suggested** to **reduce** the **uncertainty** of C-LCA.

The **decision tree** (mindmap) developed within the present research supports and steers the LCA practitioner through the different methodological “nodes” mentioned above. Through each step, the practitioner can identify the correct LCA approach for a specific question and decision context, which is also better defined and operationalized thanks to the tree. The final aim is to support the preparatory phase of a LCA study, in order to better define and carry out the LCA and to finally gather results which are consistent with the initial aim and goal of the study, and therefore could have a more important impact in the practice.

## 2.4 Comparison between attributional and consequential LCA

The table below lists the main **differences between the attributional and consequential approaches** relative to the main LCA phases and to the methodological “nodes” highlighted by the experts interviewed.

Table 2 : Comparaison between consequential and attributional LCA

	<b>Consequential ACV</b>	<b>Attributional ACV</b>
<b>Objectives</b>	Assess the environmental consequences of a <b>change</b> implemented in a system (product, service, socio-economic system) over a time period and at a given time horizon	Assessment of the environmental performances of a system (product, service, socio-economic system) at a given time horizon under <b>status-quo</b> conditions (no changes considered)
<b>Goal</b>	Support decision making, environmental communication (not yet fully operational), benchmarking	Reporting, benchmarking, environmental communication (labelling)
<b>Functional Unit (FU)</b>	Actual magnitude of the change (ex. additional 500'000 electric vehicles), over a time period (e.g. 10 years) and at a given time horizon (e.g. 2010-	Virtual reference unit (e.g. 1 electric vehicle) at a given time horizon (e.g. 2020).

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

	2020).	
<b>Relationship between the UF and the inventory results</b>	Not linearly dependent: if the FU is multiplied by 10, the inventory results are not necessarily tenfold.	Linear dependence: if the FU is multiplied by 10, the inventory results are always tenfold.
<b>Scope</b>	Include all the processes affected by the change, even if they are not directly or indirectly required (solicited) by the FU, i.e. are linked to the studied system (product, service, socio-economic system) by a technological cause-effect chain. The processes not affected by the change, even if they are solicited by the FU, are not included	Include all the processes linked to the studied system (product, service, socio-economic system) by a technological cause-effect chain.
<b>Identification of the inventory processes to be considered</b>	Simplified approach [13], economic equilibrium models, complex systems models (e.g. agent-based)	Based on the product composition, the process flow-sheeting and the chain of suppliers, users, and end-of-life processes.
<b>Type of inventory data (datasets)</b>	The datasets reflect <b>technological and market interactions</b> between the inventory processes <b>following the change</b> , i.e. are marginal data (eventually average marginal data)	The datasets reflect the <b>average technological interactions</b> between the inventory processes. These are <b>average</b> data at a given time horizon
<b>Inventory data sources (datasets)</b>	Datasets to be built <i>ad hoc</i> depending on the market information. Ecoinvent 3.0 for the marginal data of background processes	Average data specifically for the studied product, process, service. LCI databases for the average background data
<b>Management of multifunctional processes (which cannot be solve by partitioning)</b>	System expansion / substitution (Allocation methods <b>not to be used</b> )	Allocation methods Avoided impact approach
<b>Type of Life Cycle Impact Assessment methods to be used</b>	All	All
<b>Comparability between LCA studies</b>	Not strictly mandatory as the C-LCA study is dependent on the socio-economic context and modelling approach adopted. Prospective scenarios for a same study should be comparable as they are considering the same socio-economic context. However, two independent studies carried out to address the same question are probably not comparable.	Mandatory
<b>Reliability of results (uncertainty,</b>	Uncertainty and sensitivity analyses are mandatory (also through prospective scenarios).	Uncertainty and sensitivity analyses are mandatory. The reliability mainly depends on the

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

<b>sensitivity)</b>	The reliability depends on the modelling approach chosen.	inventory data quality (see decision tree).
---------------------	---	---

A third LCA approach, named **Decisional LCA**, has been recently proposed [35], but the scope of application and the number of case studies are very much reduced as compared to the other two approaches analysed in the table above.

Decisional LCA considers a system (product, service, socio-economic system) under status-quo conditions as well, at a past, present or future time horizon. As compared to the attributional approach, the decisional one reflects the interactions between the inventoried processes based on **contractual relationships**. The corresponding inventory datasets are also constituted by average data but relative to the processes (and their operation) based on the contractual relationships. As a result, the scope of the study reflects the sphere of influence of the decision makers who are concerned by the contractual relationships. The latter imply decisions which have already been taken, i.e. whose **consequences are not being assessed through the LCA**. The latter is the realm of C-LCA. **Neither market mechanisms nor constraints are therefore included in the decisional approach**: only contractual relationships drive the inventory modelling. For this reason, **no indirect effects are evaluated** in the decisional approach.

Let us consider here a practical application example of the three approaches: in Luxembourg, the subsidies for electric vehicles are subject to the supply of green electricity, i.e. an individual who does not subscribe to green electricity supply does not benefit of the subsidy.

**Attributional**: LCA of an electric vehicle (FU= 1 p.km) in 2020, average electricity mix (Lux) in 2020. The LCA provides an average ecoprofile of the vehicle (corresponds to situation C of the ILCD handbook [8])

**Decisional**: LCA of an electric vehicle (FU= 1 p.km) in 2020, green electricity mix according to the contractual requirements in 2020.

The LCA assesses the influence of the contractual decision in the framework of the promotion (or environmental communication) of the environmental profile of the vehicle (situation A of the ILCD handbook [8])

**Consequential**: LCA of additional 40.000 electric vehicles; the FU is a number of p.km, calculated based on the detailed use of each vehicle type and transportation distance (coming, for example, from multi-agents simulation of mobility scenarios) entering the market between 2012 and 2020. Electricity mixes are considered according to market simulations (e.g. economic equilibrium between 2012 and 2020). Indirect effects engendered by the additional increase of electricity demand are evaluated using economic models as well.

The LCA provides the consequences engendered by the e-mobility policy or by a strategic industrial decision determining the studied change (situation B or A of the ILCD handbook, depending on the socio-economic environment affected by the change)

The decision tree provides the detailed conditions under which the three approaches are used, can be combined or are actually equivalent.

## 2.5 Future developments of consequential LCA: from standardisation to best practices

The present research confirmed that **C-LCA** is **primarily aimed to support strategic decision making** at meso-macro scale, irrespective of the targeted economic sector, both in public and private domain. In some cases, for example for policy questions related to mobility and biofuels, C-LCA is the **only LCA approach which can correctly evaluate the consequences of the policy implementation**.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Regarding environmental communication and labelling, C-LCA is by far less pertinent than the attributional approach.

However, at the current state of development, C-LCA lacks of operability and harmonisation of the different approaches, hampering its implementation in the daily LCA practice and thus limiting its use and development essentially to the scientific community.

Given the pertinence of the approach, further development is highly needed and welcomed. In this connection, based on the results of the present research, **we recommend the following:**

- in the framework of the next revision of the **ISO 14040** standards, it would be extremely beneficial to include additional methodological information and guidelines specific to C-LCA, namely the ones listed in the table above. Despite the expert feedback did not provide an agreement on the fit of C-LCA with the current ISO standards, we think there is no major divergence and conflict between the two. Nonetheless, it is necessary to integrate the current standards by **including recommendations** regarding in particular the **scope of the C-LCA** (the notion of “change”), the **quantification of indirect effects**, the **different inventory modelling approaches** and finally the procedure to **define and collect marginal inventory data**, which reflect processes directly or indirectly affected by the change studied, at a given time horizon.

- a **test phase**, including the implementation of the different methodological approaches to C-LCA on a limited number of highly relevant case studies (including the evaluation of public policies and industrial strategic decisions). The test could inform about the limitations, the research needs, and contribute, in the medium term, to the writing of “**best practice guidelines**”. Such an initiative could be initiated by the public authorities, as it was the case for the “Product Environmental Footprint” initiative started by the European Commission.

- the **LCA scientific community** should focus on the **smart combination of the different LCA approaches** (with the aim of *ad hoc* targeted questions) instead of maintaining (and sometimes promoting) a segmentation of the approaches, which puts them in competition and hampers the efficient and beneficial development of the methodology.

### 3 Introduction

Le présent rapport présente une synthèse générale de l'état de l'art de la pratique de l'ACV conséquentielle (CLCA), basée sur une revue bibliographique exhaustive et sur les synthèses d'interviews de vingt experts en Analyse du Cycle de Vie (ACV) (paragraphe *en italique*) ; ainsi qu'une analyse critique (paragraphe *grisés*) et des conclusions sur les caractéristiques de la méthode et les conditions de mise en œuvre.

La revue exhaustive de littérature a permis de sélectionner les articles publiés dans des revues scientifiques à comité de lecture qui font réellement référence à l'approche conséquentielle, qui ont ainsi fait l'objet d'une analyse approfondie. La revue a été structurée par secteurs d'activité. En tout, 48 articles ont été analysés :

- 5 études portant sur la méthodologie générique de la CLCA
- 21 articles pour le secteur de l'agriculture
- 11 articles pour le secteur de la production d'énergie et la gestion des ressources énergétiques
- 2 articles pour le secteur de la mobilité
- 7 articles pour le secteur de la gestion des déchets
- 2 articles pour le secteur de la gestion de l'eau

Pour chacun des secteurs cités ci-dessus, les publications sélectionnées pour la revue bibliographique ont été synthétisées par secteur dans un rapport spécifique. Six synthèses sectorielles ont donc été établies ([1]-[6]). Elles sont disponibles en Annexe B : Synthèses de la revue bibliographique sectorielle sur l'approche conséquentielle. Chacune vise à mettre en évidence les points clés et les points critiques de l'application de l'approche CLCA. Ainsi pour chaque secteur, le contexte d'utilisation de la CLCA, les moyens méthodologiques et techniques pour sa mise en œuvre ont été analysés en détail; ainsi que les résultats obtenus, la plus-value de la CLCA par rapport à l'approche ALCA, et les limites de l'approche conséquentielle. Les synthèses sectorielles sont disponibles, dans les documents dont la référence est indiquée en dernière partie de cette synthèse générale.

Vingt-deux experts en ACV, aux profils industriel (7), chercheur (8), consultant (4) et institutionnel (3) ont été interviewés sur base d'une trentaine de questions préalablement établies, portant sur les points importants de la méthodologie CLCA et de sa pratique, tels que la nature des questions, du contexte et des objectifs à l'origine de l'utilisation de l'approche CLCA, les caractéristiques méthodologiques et les besoins du praticien pour la mise en pratique de l'approche; l'interprétation des résultats et les potentielles combinaisons ou complémentarités entre l'approche ALCA et CLCA. Les entretiens ont eu lieu pour la plupart par téléphone, certains experts ont néanmoins directement complété le questionnaire par écrit. Les interviews ont eu lieu entre les mois de Novembre 2012 et Janvier 2013. Le résumé des réponses (anonymes) par question, est donné en Annexe C : Résumé des réponses des experts ACV interrogés – Délivrable D1.3. Les réponses détaillées (anonymes) des experts sont disponibles ainsi que leur consolidation, dans le document Excel dont la référence est indiquée en dernière partie de ce document [7].

L'objectif de la présente synthèse générale est de confronter les éléments essentiels de l'approche CLCA lors de sa mise en pratique, identifiés par la revue bibliographique sectorielle, et les considérations de la communauté ACV quant à l'approche ACV conséquentielle, identifiées lors de la consolidation des différents points de vue exprimés par les experts ACV interrogés. Le présent document constitue la synthèse des livrables D1.2 et D1.3 de l'étude SCORELCA – A2012\_01, réalisée par le CRP Henri Tudor pour SCORELCA entre septembre 2012 et mars 2013.

## 4 Historique de l'approche d'ACV conséquentielle

### 4.1 Le développement de l'approche

Zamagni et al. (2012) [11] a réalisé une vaste revue de 60 articles publiés dans des revues scientifiques sur la période allant de 1993 à 2011. Selon l'auteur, l'approche conséquentielle a été introduite dans les années 90 par Weidema (Weidema, 1993). Weidema et al. (2009) [13] quant à lui explique que le terme CLCA a été utilisé pour la première fois lors d'un atelier en 2001 (Curran et al, 2002). Ce terme a été inspiré par les suggestions de Frischknecht (1998) et Tillman (1998), différenciant deux perspectives très différentes de l'ACV: ce que Tillman appelle « ACV de comptabilisation » (accountancy LCA), qui a été appelée par la suite par de nombreux auteurs « ACV descriptive » ou status-quo, et à présent connu sous le nom « ACV attributionnelle » (ALCA). Cette approche s'oppose aux « ACV orientées vers les effets » ou « orientées vers le changement », maintenant connues sous l'appellation « ACV conséquentielle » (CLCA).

Zamagni et al. (2012) [11] observe que les développements majeurs de l'approche conséquentielle ont été réalisés entre 2000 et 2005. Le travail d'Ekvall (2002) est une référence quant à la première définition des objectifs de l'approche : « décrire les effets des changements affectant le cycle de vie d'un système ». L'auteur cite également les travaux de Tillman (2000) et de Weidema (2003) [12]. Curran et al (2005) précise que les changements affectant certaines parties de l'inventaire du cycle de vie conduisent à une chaîne de conséquences correspondant à des relations de cause à effet. Les travaux de Ekvall & Weidema (2004) ; Ekvall et al (2005), Nielsen et al (2007 ; 2008 ; 2009) ; ont continué à compléter et enrichir la définition de l'approche CLCA en mettant en avant la dépendance des conditions de marché d'un modèle CLCA.

Du point de vue opérationnel, les travaux de Schmidt & Weidema (2008) [29] et de Schmidt (2010) [30] ont permis de formaliser une procédure en préconisant de prendre en compte dans l'inventaire conséquentiel les fournisseurs et les technologies réellement affectés par le changement, au lieu des fournisseurs et technologies moyennes. Les auteurs précisent en outre que l'allocation des co-produits est évitée par l'expansion du système. Comment ces technologies et fournisseurs peuvent être identifiés de manière exhaustive et fiables reste, pourtant, discutable.

Bien que la notion de CLCA soit strictement liée à la phase d'inventaire, il faut remarquer que la plupart des modèles d'évaluation d'impact (LCIA) actuels adoptent une logique conséquentielle, à savoir les facteurs de caractérisation représentent les conséquences marginales d'une émission additionnelle d'un polluant spécifique (ou d'une consommation additionnelle d'une ressource, voir section 6.1), plutôt qu'un effet moyen (Huijbregts et al. [9]).

*Les travaux cités dans ce paragraphe constituent les principaux travaux de référence du développement conceptuel (théorique) de l'approche ACV conséquentielle. Néanmoins, il est évident par les contradictions entre les différents articles que le concept n'est pas encore tout à fait abouti et se prête à différentes interprétations (quant au concept) et peut être réalisé de différentes manières.*

### 4.2 Les points méthodologiques clés de l'approche CLCA

Selon Weidema et al. (2009) [13] l'aspect clé dans l'approche conséquentielle est la modélisation de l'inventaire et donc l'identification des processus unitaires (« unit process ») qui changent (sont affectés) à la suite d'une décision, qui constitue l'objectif de l'ACV et qui comporte un changement de la demande pour le produit étudié. Tous (et seulement) les processus affectés sont inclus dans le système étudié (voir sections 6.4 et 7.3). Cet aspect clé influence implicitement les trois éléments centraux de la méthode ACV:

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

- L'interaction entre processus unitaires dans le système de produits : cela se fait conventionnellement (dans les ACV attributionnelles) exclusivement via des flux de produits intermédiaires (matière ou énergie) tels qu'identifiés par les interactions attendues entre fournisseurs et utilisateurs (voir sections 6.4 et 7.3) ; à savoir seulement les processus produisant des matières premières et/ou énergie qui participent directement ou indirectement au cycle de vie du produit étudié sont comptabilisés dans l'inventaire.
- La prise en compte des processus unitaires (et les systèmes de produits) multifonctionnels (voir sections 6.4 et 7.3), qui sont uniquement traités par l'approche « expansion du système », alors que dans un modèle attributionnel, les activités sont incluses proportionnellement aux règles spécifiques d'attribution, par exemple la masse, l'énergie ou les revenus (voir sections 7.2 et 8.1).
- La définition de l'unité fonctionnelle et du flux de référence (voir section 7.1), qui dépendent intrinsèquement de l'ampleur du changement étudié.

Concernant le premier élément, dans une CLCA l'identification des processus unitaires constituant la chaîne de conséquences se fait non seulement en fonction des échanges de matières et d'énergie mais aussi en fonction des interactions économiques et sociales entre processus suite au changement étudié, qui ne contribuent pas forcément au cycle de vie étudié mais sont pourtant affectés par le changement. Cela comporte plusieurs étapes :

- Identifier l'ampleur de la variation / du changement étudié (voir section 6.2 et 6.3)
- Identifier l'horizon temporel et l'échelle du changement (voir section 7.2)
- Identifier les limites d'un marché, les tendances dans le volume d'un marché et la variation de l'offre et de la demande (voir section 7.3 et 7.4)

Toujours selon Weidema et al. (2009) [13] le changement en CLCA n'est pas perçu comme modélisé au fil du temps, mais comme une comparaison de la situation du système avec et sans la modification de la demande d'un produit qui en découle. Les modèles CLCA sont considérés stationnaires, linéaires et homogènes, avec chaque procédé unitaire figé à un instant précis dans le temps. Cependant, les modèles dynamiques (externes à l'ACV) peuvent être appliqués afin de générer des données d'entrée. La modélisation peut être soit marginale (pour de petits changements) ou non-marginale (pour les plus grands changements). Zamagni et al. (2012) [11] rapporte que Ekvall et al. (2005), et Sandén et al. (2007) statuent sur le fait que les deux approches ALCA et CLCA peuvent être appliquées pour la modélisation de systèmes dans le passé, le présent ou l'avenir (voir section 8.1 et 8.2).

Comme la CLCA est associée à l'évaluation des conséquences d'un changement, Weidema (2003) [12] reconnaît la pertinence de la CLCA dans la plupart des situations de prise de décision, à l'exception de quelques cas (par exemple des études sur les taxes et quotas environnementaux) pour lesquels l'approche ALCA serait plus appropriée. Dans ce cas les conséquences de la prise de décision sont principalement générées par le contexte normatif et non pas par le marché, à savoir les processus affectés sont identifiés par le moyen du contexte normatif.

Zamagni et al. (2012) [11] conclut sa revue en identifiant des pistes d'amélioration et des pistes de recherche, notamment :

- clarifier si les informations de marché sont importantes et nécessaires et identifier les critères permettant de juger de cela,
- comprendre le rôle de la modélisation de scénarios au sein de CLCA
- élaborer une procédure pour soutenir la formulation des questions à l'origine des modèles afin d'améliorer le lien entre les deux.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

### **4.3 Les applications de l'approche CLCA**

Dans son étude, Zamagni et al. (2012) [11] constate que les applications existantes de l'approche CLCA ont été menées sur la même période que les développements méthodologiques. La revue menée par l'auteur sur 38 cas d'étude révèle que l'approche CLCA est utilisée pour étudier un large éventail de produits. Un exemple de référence semble être celui de Ekvall et al. (2006) [52], où un modèle économique à équilibre partiel a été utilisé afin d'évaluer les conséquences de la substitution du plomb dans l'alliage Sn-Pb-Ag utilisé en pâte pour le procédé de brasage pour les composants électroniques. D'autres exemples cités par l'auteur portent sur :

- l'optimisation de la production d'énergie à partir de déchets (Astrup et al, 2011) ;
- la substitution d'un matériau pour l'automobile et l'évaluation paramétrée des impacts sur le changement climatique associés (Geyer, 2008) ;
- l'évaluation comparative de l'utilisation de biomasse (agricole) pour la production de chaleur et d'énergie à petite échelle (Kimming et al, 2011) ;
- l'évaluation du potentiel pour économiser l'utilisation d'énergie fossile et limiter les émissions de GES provenant de l'élevage porcin en Europe (Nguyen et al, 2010) ;
- les déchets de papier au Danemark (Shmidt et al, 2007 [57]) ;
- ou encore l'ACV des produits de la pêche (Thrane et al, 2006 [31]).

L'auteur souligne également que le débat sur les biocarburants et sur d'autres produits d'origine biologique ont contribué à l'accélération du développement de la méthodologie, en particulier en ce qui concerne les effets du changement d'utilisation des terres (voir également section 6.1). Enfin on observe que l'intérêt pour l'approche conséquentielle est croissant dans la communauté ACV et même au-delà. Par exemple Jorgenssen et al (2010) a introduit le concept de CLCA sociale (Social CLCA).

## 5 Définitions issues de la revue et des avis d'expert

**ACV attributionnelle (ou descriptive - ALCA) :** Approche d'évaluation des impacts environnementaux d'un système en considérant son status-quo (passé, présent ou futur/prédictif). Description du status-quo reflétant le fonctionnement du système à travers les interactions technologiques moyennes des activités composant son cycle de vie; afin d'identifier les points critiques du système technologique figé à un instant donné. Il s'agit d'une approche normative qui vise à attribuer au système étudié une part de la quantité totale d'impacts environnementaux générés par un système plus large dans lequel il est contenu (par exemple l'ALCA d'un produit attribue une part de la quantité totale d'impacts environnementaux générés par le site de production dans lequel il est produit, avec plusieurs autres produits).

**ACV conséquentielle (ou prospective ou orientée au changement - CLCA):** Approche d'évaluation des impacts environnementaux générés par la chaîne de conséquences (directes et indirectes) induites par un changement subi par le système étudié, associé à une (ou plusieurs) décision(s) et aux actions respectives. Le CLCA est lié à un contexte spatial et un horizon temporel précis. La majorité des experts en ACV interrogés concordent sur ce point essentiel de la définition de l'approche conséquentielle.

**ACV décisionnelle :** Approche d'évaluation des impacts environnementaux d'un système en considérant son status-quo (passé, présent ou futur/prédictif). Le status-quo représente le fonctionnement du système à travers des interactions entre processus basées sur relations contractuelles, figées à un instant donné. L'étendue du système étudié reflète donc la sphère d'influence du décideur. Les relations contractuelles sous-entendent une ou plusieurs décisions entrées en vigueur concernant un produit /procédé ou une production. A savoir ces décisions, et les conséquences, ne font donc pas l'objet de l'ACV décisionnelle, comme c'est au contraire le cas de l'ACV conséquentielle.

**Système multifonctionnel :** Système qui inclut des fonctions additionnelles, liées par exemple à des co-produits. En ALCA et en ACV décisionnelle, la multifonctionnalité est résolue par une description plus détaillée du système, par une approche d'allocation ou par l'expansion du système (aussi connue sous le terme « méthode des impacts évités »). Dans le cas du CLCA, on considère le principe de substitution, impliquant l'élargissement des frontières du système afin de prendre en compte les effets évités ou additionnels générés par les co-fonctions (voir terminologie ci-après). Un expert a tout particulièrement précisé la différence conceptuelle entre « substitution/expansion du système » et « remplacement/impacts évités ». Cette dernière approche vise à éliminer artificiellement (virtuellement) les co-produits en approximant leur part d'impacts environnementaux (formellement inconnue) avec la valeur d'impacts environnementaux d'un système conventionnel délivrant les mêmes co-produits. En revanche, le principe de substitution adopte formellement une perspective conséquentielle, en évaluant les impacts évités (ou engendrés) par les substitutions entre produits qui peuvent réellement se produire sur les marchés. Du point de vue pratique, les résultats obtenus par les deux approches peuvent, dans certains cas, être les mêmes mais du point de vue conceptuel leur signification est radicalement différente.

**Effets directs et indirects (en CLCA):** Les effets directs sont les effets ayant lieu sur les technologies/procédés/ressources qui sont indispensables à l'unité fonctionnelle (UF) du système étudié (par exemple les procédés des matières premières rentrant dans la composition d'un produit). On notera que l'ILCD (2010) [8] identifie les effets directs comme les processus mis en place en tant que conséquences directes de la réponse du marché à la variation de la demande du produit principal (le changement), suite à la prise d'une décision. Le produit principal fait l'objet de l'unité fonctionnelle. Les effets indirects sont ceux générés indirectement par la variation de la

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

production/consommation/traitement étudié (c'est à dire de l'UF), sur d'autres systèmes ne contribuant pas directement à la réalisation de l'UF. Ces effets sont relatifs aux technologies/procédés/ressources affectés par le changement, tant par des mécanismes de marché que par d'autres types de relations (comportementales, réglementaires, ...). La différenciation entre effets directs et indirects n'est pas à confondre avec la séparation entre « procédés de premier plan » et « procédés d'arrière-plan », qui est fonction de la sphère d'influence du décideur. A savoir, il est bien possible d'avoir des effets directs et indirects tant en premier qu'en arrière-plan.

On distingue trois types d'effets indirects :

- lorsque le changement est subi par un système contraint, qui doit ainsi s'adapter à la nouvelle demande dérivant du changement (par exemple à travers un changement de sa capacité de production ou un changement des relations client-fournisseur)
- lorsque le changement subi par le produit principal du système induit la variation des quantités disponibles et/ou de la demande sur le marché des co-produits issus des processus multifonctionnels du système. Cela engendre une chaîne de conséquences indirectes, car pas directement liées au produit principal.
- lorsqu'une demande de produits ou procédés apparaît suite au changement subi par le système (nouvelle demande induite par le changement).

Les effets directs et indirects peuvent être positifs ou négatifs.

On notera que l'ILCD Handbook (2010) [8] différencie les « conséquences primaires » et les « conséquences secondaires ». Les *conséquences primaires* regroupent les conséquences directes définies plus haut et les processus de substitution relatifs aux co-fonctions issues de processus multifonctionnels inclus dans les frontières du système (contribuant à la réalisation de l'unité fonctionnelle). Les *conséquences secondaires* sont associées aux effets rebonds définis tels que :

- les effets issus d'autres types de relations (comportementales, réglementaires, ...) qui viennent contrebalancer les conséquences primaires et qui les compensent partiellement ou complètement (donner exemple),
- les conséquences qui viennent accentuer l'effet des conséquences primaires ou bien qui génèrent des conséquences différentes des conséquences primaires.

Les conséquences secondaires ne sont pas linéaires et elles peuvent engendrer un changement complet d'une partie du marché. Elles correspondent aux trois types d'effets indirects cités ci-dessus. L'ILCD précise que le changement de comportement des consommateurs, et la maximisation de l'efficacité des processus en réponse à la variation de la demande de l'UF constituent également des conséquences secondaires.

**Technologie/procédé/ressource affecté(e) de manière marginale ou non:** Une technologie (processus unitaire) peut être affectée par des variations (hausse ou réduction) de la production/consommation/traitement étudié(e) de manière marginale ou non en fonction de l'ampleur de la variation (du changement).

Si les technologies affectées qui font partie du système lors de la situation de départ (avant le changement subi par le système) ont la capacité de répondre au choc subi par le système pour la période considérée (à savoir si leurs contraintes n'ont pas encore été atteintes), on parlera de technologies marginales (le système subi de petites variations).

Le changement/choc, même si de faible ampleur, peut néanmoins solliciter les technologies jusqu'à leur point de contrainte, aussi que pour pouvoir répondre au changement des investissements doivent être mis en place pour augmenter la capacité du système. On parle alors de technologies/procédés/ressources affectées de manière non-marginale. Une autre possibilité est de faire appel à des nouvelles technologies, pas encore contraintes.

**Effets additionnels ou évités (en CLCA):** La prise en compte des technologies/procédés/ressources affectés induit potentiellement des mécanismes de substitution qui doivent être considérés dans le périmètre du système étudié. Les effets additionnels ou évités sont les effets relatifs aux mécanismes de substitution (voir aussi « Effets directs et indirects (en CLCA) »)

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

**Modèles d'équilibre général calculable (CGE):** famille de modèles économiques pouvant représenter des économies à différentes échelles (pays, continent, monde). Ils sont basés sur la notion d'équilibre entre l'offre et la demande, à savoir la recherche d'un nouvel équilibre entre offre et demande, suite au changement/choc opéré et faisant l'objet du CLCA, détermine les conséquences (par secteur) à prendre en compte. Ces modèles ont un niveau de détail qui se limite à des secteurs économiques plus ou moins étendus, à savoir ils n'incluent pas des informations au niveau des procédés et technologies impliqués.

**Modèles d'équilibre partiel (PE):** famille de modèles économiques représentant des secteurs économiques délimités (par exemple l'agriculture ou l'énergie) à une échelle donnée (pays, continent, monde). Ils sont caractérisés par la notion d'optimisation d'une fonction « objectif » (généralement l'objectif correspond à minimiser les coûts de production, ou bien à maximiser les gains). Ils possèdent un plus grand détail dans la représentation des fonctions de production par rapport aux CGE, mais sont limités à un seul (ou quelques) secteur(s) économique(s). Il est important de souligner que les conséquences calculées suite à un changement subi par le secteur représenté par le modèle sont ainsi basées sur l'optimisation de la fonction objectif et non pas sur l'équilibre entre offre et demande comme dans les modèles d'équilibre général.

**Segment de marché :** Ensemble des produits/productions pouvant potentiellement substituer le produit/production étudiée, en assurant la même fonction avec une qualité égale.

**Evaluation dynamique :** Il faut différencier :

- la dynamique temporelle du système en lui-même : l'évolution des technologies et de leur performance au fil du temps pour la période donnée (performance, besoin de remplacement/réparation, innovation, etc...). L'amortissement des progrès des nouvelles technologies doit également être considéré sur toute la période de développement.
- la dynamique temporelle des impacts évalués.

La modélisation de la dynamique des systèmes est primordiale dans une approche conséquentielle. L'étude des changements peut nécessiter l'établissement de séries (séquences) temporelles, avec des pas de temps plus ou moins espacés selon le cas d'étude et l'horizon temporel fixé, pour mieux être appréhendée. A défaut de séries temporelles, on considère généralement que l'approche est statique (c'est-à-dire figée à un instant  $t$ ). La dynamique des impacts évalués peut être considérée aussi bien en ALCA qu'en CLCA.

**Système contraint ou non contraint :** Les technologies/procédés/ressources composant le système étudié peuvent être contraintes (ou non) par des mécanismes d'ordre technologique, technico-économique, politique, social, réglementaire, ... Lorsqu'une partie du système atteint une contrainte, suite à un choc marginal ou de large ampleur, on identifie les technologies/ procédés/ ressources affectées (cf. définition). Un système est non contraint lorsque les technologies/process/ressources du système ont la capacité de répondre au changement et aux variations étudiées, sans engendrer d'investissements supplémentaires (cf. aussi la définition de technologies/procédés/ressources marginales).

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

## 6 Contexte d'utilisation de l'approche conséquentielle

### 6.1 La nature de la question posée à l'origine de l'étude

Les études abordent généralement la vision conséquentielle comme une approche permettant de faire des projections du système dans le futur (après un changement, dont on veut évaluer les conséquences), et comme une approche dynamique permettant la prise en compte de la variabilité dans le temps de certains paramètres du système, par le biais par exemple de série temporelles.

Les notions se rapportant à l'approche dynamique sont définies en section 4 ; et sont représentées en section 7.2, par un schéma.

*[Deux experts interrogés différencient ALCA et CLCA en disant que l'approche ALCA permet de comparer deux status-quo à deux dates différentes, l'approche dynamique associée à l'approche CLCA permet d'évaluer ce qui se passe pendant la période intermédiaire, entre les deux status-quo. Certains experts mentionnent également ce point, on discerne trois points de vue différents qui sont exposés plus loin dans une section dédiée de cette synthèse].*

Indépendamment du secteur d'application, le changement étudié consiste en:

1) la mise en place de politiques, par le biais d'une ou plusieurs actions sur le système étudié ; les parties prenantes visées par l'étude sont donc les décideurs politiques dans la plupart des cas.

On retrouve ici par exemple que deux tiers des articles sélectionnés dans le secteur de l'énergie, concernent principalement la production et la consommation de ressources énergétiques d'origine agricoles. Ou encore l'étude de la production de biocarburants incitée par la mise en place de politiques publiques, au détriment des cultures traditionnelles et/ou de la substitution de ressources fossiles.

2) la variation (marginale) dans la production (la consommation ou le traitement en fin de vie) d'un produit (de large consommation) ou le remplacement d'un produit par un autre. Par exemple, dans le secteur agricole on retrouve la variation marginale de la production de lait, bétail et autres produits de l'élevage ou de ressources alternatives afin de répondre à une demande variable sur le marché, compte tenu des besoins des populations (locales ou globales). Ou bien dans le secteur de la mobilité la substitution de l'acier par l'aluminium pour un composant automobile.

*[L'approche CLCA semble plus pertinente dans un contexte décisionnel (stratégies territoriales, stratégies industrielles nationales, stratégies énergétiques, alimentation, etc.); l'approche ALCA étant plutôt descriptive. Une grande majorité des experts interrogés pense que l'approche CLCA est particulièrement pertinente en support aux décisions de stratégies politiques et industrielles ; davantage que dans une démarche d'éco-conception, étant donné la maturité de l'approche et la complexité de réalisation (modélisation, compétences requises, risque de s'éloigner de la conception). L'approche CLCA semble particulièrement pertinente dans le contexte de la situation B décrite par le ILCD (2010) [8] (« policy development/information, in which the decision and the related changes will affect the rest of the economy by having large-scale structural effects" (EC JRC-IES 2010, p.40).]*

Un exemple de question qui pourrait être traitée par l'approche CLCA serait « Du point de vue des impacts environnementaux, quel serait le meilleur système de traitement des déchets bois en 2020, compte tenu de la situation actuelle en 2013 et de l'évolution du contexte politico-économique entre 2013 et 2020, suite à la mise en place de la REP ameublement? ».

Autrement dit, l'approche CLCA est pertinente car la question requiert

- une évaluation des **impacts environnementaux induits par les conséquences du changement** du système de gestion des déchets bois entre 2013 et 2020

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

- le **changement** du système de gestion est **induit par l'évolution du contexte et des objectifs politico-économiques** associés au système de gestion des déchets et aux industriels du bois.
- Cette **évolution est due à la (ou les) décision stratégique à l'origine du changement** : élargir la responsabilité des déchets aux producteurs (REP) en fixant des objectifs chiffrés, par exemple pour le recyclage.

Les conséquences d'une décision stratégique à l'échelle meso ou macro-systémique sont évaluées, on se trouve dans la situation B décrite par le ILCD Handbook [8]. (Voir Annexe A). Une ou plusieurs actions sont mises en place, impliquant un ou plusieurs changements subis (chocs) par le système à un instant  $t_0$ , qui peut être passé, présent ou futur.

Les conséquences résultant des actions subies par le système, postérieures à  $t_0$  et ayant lieu jusqu'à un instant  $t_0+n$  à définir (cf. section 7.2, horizon temporel), sont évaluées par une approche conséquentielle, pour la période entre  $t_0$  et  $t_0+n$ .

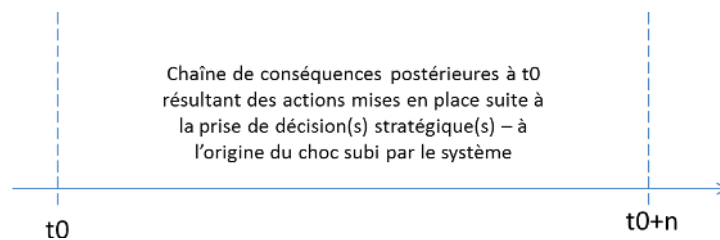


Figure 5 : Positionnement temporel des conséquences d'un changement

Le (ou les) changement subi par le système est assez important pour considérer que le système subi un choc à l'échelle macro:

- une production (d'un seul producteur ou d'un ensemble de producteurs)
- une filière (par exemple la filière de gestion d'un déchet spécifique en fin de vie)
- un ensemble de consommateurs

Autrement dit on considère des volumes significatifs à l'échelle du marché considéré.

L'approche CLCA est utilisée dans le cas où les effets (ou conséquences) directs et/ou indirects d'une ou plusieurs actions subies par le système doivent être considérés, entre  $t_0$  et  $t_0+n$ .

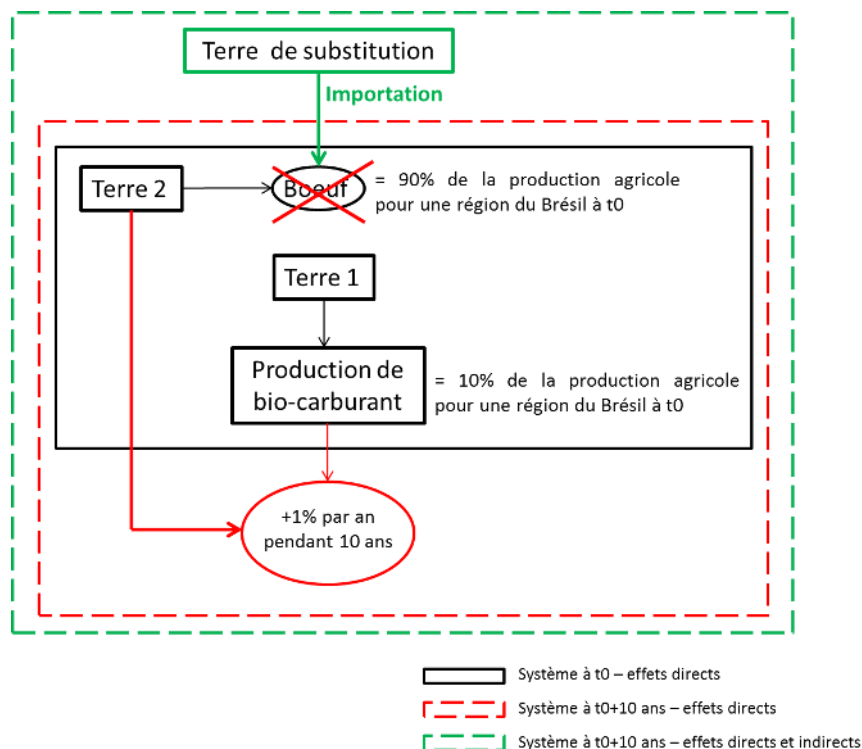


Figure 6 : Exemple d'effet direct et d'effet indirect

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Un deuxième exemple est la mise en place d'une production de bio-carburant pour une région du Brésil. Avant t0, dans cette région 90 % des terres exploitées le sont pour l'élevage du bétail, alors que la production de biocarburant est nulle. Il n'y a pas de terres non exploitées disponibles dans cette région. A partir de t0 l'incitation politique fixe l'objectif d'une production de bio-carburant croissante de +1% par an, pendant 10 ans. On peut dire que le système à t0 est en situation de « status-quo » : on considère son fonctionnement moyen du point de vue technologique, dans un contexte économique, politique, social figé.

Un exemple d'effet direct dans cette situation serait la modification de l'affectation des terres utilisées initialement pour élever du bétail, à présent exploitées pour la production de bio-carburant ; à posteriori de l'instant t0 (en rouge sur la Figure 6).

Un exemple d'effet indirect serait l'importation de viande suite à la modification de l'affectation des terres utilisées initialement pour élever du bétail, à présent exploitées pour la production de bio-carburant. L'effet indirect reflète la prise en compte d'un mécanisme de substitution.

*[Plusieurs experts interrogés pensent que l'évaluation des effets indirects est impossible sans une approche conséquentielle. Dans une étude ALCA, le système économique n'est pas considéré et on ne considère pas de chocs subis par le système. L'expansion du système est aussi une pratique différente du remplacement de processus, car elle ne prend pas en compte des changements. D'autres soulignent que la prise en compte des effets indirects est appréhendée par la question à l'origine de l'étude: si elle est attributionnelle (par exemple quels sont les impacts de la production d'1 kg de biocarburant?) on ne les traitera pas. Si la question est conséquentielle, on les traitera (par exemple quel est l'impact d'une production de biocarburant à une échelle globale/ planétaire?).]*

La chaîne de conséquences a pour but d'identifier et de quantifier les effets directs et indirects du changement étudié, par exemple le changement d'affectation des sols dans le cas d'un système agricole.

*[Certains experts pensent que les boucles de rétroaction – c'est-à-dire l'influence des effets directs sur les effets indirects, et inversement - peuvent expliquer une différence entre les impacts directs mesurés en ALCA et CLCA. Les impacts directs évalués seront donc différents avec l'une et l'autre approche. Un inventaire conséquentiel est totalement différent d'un inventaire attributionnel. Néanmoins d'autres pensent que la mécanique de modélisation et de calcul des impacts restent inchangée, et que les effets directs restent les mêmes et ne sont pas influencés par l'évaluation des effets indirects. Cependant un changement est potentiellement visible au niveau du résultat global, du fait de la prise en compte des effets indirects.]*

Un exemple de boucle de rétroaction est donné en Figure 3.

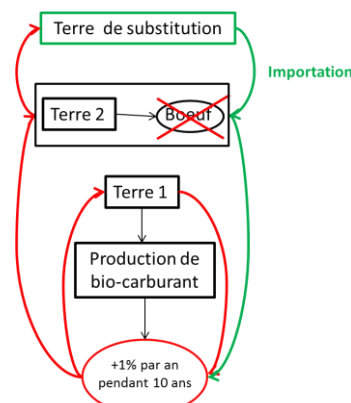


Figure 7 : Boucles de rétroaction

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Dans le contexte de l'exemple considéré précédemment, la diminution de la production de bœuf au profit de la hausse de production de bio-carburant est un effet direct de l'augmentation d'1% par an de la production de bio-carburant. Cet effet direct influe (en fonction de son ampleur) le besoin d'importation de viande suite à la modification de l'affectation des terres utilisées initialement pour élever du bétail, à présent exploitées pour la production de bio-carburant (effet indirect). A son tour, l'importation (effet indirect) permet de pallier à la diminution de la production de bœuf (effet direct), et les objectifs de production de bio-carburant peuvent être atteints.

Il faut souligner que la notion à la base de l'approche conséquentielle, à savoir l'évaluation des conséquences suite à une variation par rapport à un status-quo, est à la base de la plupart des méthodes d'évaluation des impacts. Les facteurs de caractérisation des impacts sont calculés en prenant en compte, dans les modèles d'évaluation (par exemple IMAGE pour l'effet de serre ou USES-LCA pour les impacts écotoxiques), une variation marginale de l'émission de chaque polluant par rapport à un status-quo représentant les conditions initiales des milieux environnementaux. Cet approche est souvent opposé à l'approche moyenne (voir Huijbregts et al. [9] pour les détails). Boulay et al. (2011) [59] [60] inclut aussi l'évaluation des effets indirects pour caractériser l'utilisation de la ressource en eau.

*[Dans l'ensemble le panel d'experts interrogé semble convaincu de l'intérêt de la CLCA pour caractériser l'utilisation d'une ressource, en particulier lorsqu'elle est rare afin de pouvoir prendre en compte ses substituts potentiels. Néanmoins, ils font certaines mises en garde: si la CLCA est perçue comme l'évaluation des effets marginaux uniquement alors elle est pertinente dans ce cas si les effets marginaux sont significatifs, l'utilisation réelle de la ressource en arrière-plan ne sera pas comptabilisée. Si on utilise l'approche CLCA seulement pour certaines ressources, on risque de compromettre l'homogénéité de l'évaluation des impacts. Un expert considère que l'approche conséquentielle serait plutôt pertinente pour caractériser des impacts géo-localisés. D'autres approches, telles que le "dynamic MFA", sont suggérées.]*

## 6.2 Comment la nature du changement étudié est-elle déterminée ?

La nature des changements est donc déterminée à partir de politiques et directives qui les sous-tendent (par exemple dans le cas des biocarburants), par des raisons de marché (par exemple dans le cas de l'étude de remplacements de ressources ou matériaux directement causés par une disponibilité réduite de certaines ressources ou matériaux pour des raisons économiques ou de rareté – voir par exemple le cas de l'eau ou des métaux rares) ou par des raisons stratégiques au sein d'une entreprise.

Les actions subies par le système à l'origine du changement résultent d'une décision stratégique qui peut être d'ordre politique, industrielle ou de marché.

Il faut alors identifier quelles sont la/les actions qui ont été mises en œuvre sur "le terrain", ou qui vont l'être : est-ce qu'elle(s) concerne(nt) l'introduction d'une nouvelle technologie/produit/process ou bien est-ce qu'elle concerne une production existante?

Cela permet de caractériser le type de changement subi par le système, et contribuera à mesurer l'ampleur du changement dans la suite du questionnement.

Par exemple, en 2012 le gouvernement français prend la décision d'instaurer la Responsabilité Élargie des Producteurs (REP) de mobilier. Ces derniers deviennent alors responsables de la collecte et du traitement des meubles en fin de vie. Le gouvernement associe à cette directive des objectifs à atteindre en matière de traitement, par exemple le taux de recyclage des panneaux de bois devra être de 20% du volume du gisement disponible en 2020, alors que la filière de recyclage des

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

panneaux bois est inexistante en 2012. Cela signifie que la filière recyclage reste à développer, le système va donc évoluer afin de mettre en place de nouveaux modes de collecte, des technologies de tri amont (inexistantes jusqu'à 2012) afin de permettre la récupération d'un volume recyclable suffisant. Cela signifie également que les producteurs de panneaux vont devoir réfléchir aux possibilités d'intégrer une grande quantité de bois recyclé dans leur produit sans en altérer la qualité. Dans ce cas les conséquences sont beaucoup plus larges que dans la configuration ou la filière de recyclage existe mais est sous-exploitée.

### 6.3 La quantification du changement

La CLCA est une approche macro-systémique, en opposition à l'approche micro-systémique de l'ACV attributionnelle (ALCA).

*[La plupart des experts concordent sur ce point. Certains mettent en évidence que le fait de considérer le système dans un contexte macro implique des hypothèses de base différentes de celles qui auraient été faites en ALCA. Néanmoins la CLCA a un intérêt certain si le changement subi par l'objet de l'étude est significatif à l'échelle macro. La CLCA est vue comme une approche permettant d'étudier les choix à faire pour des systèmes d'envergure, considérant un contexte socio-économique (habitat, transport, nourriture...) et non au niveau du produit comme en ALCA. La CLCA fait le lien entre le système technologique avec les aspects macro-économiques et les règles de marché associées au système étudié; qui doivent être prises en compte dans le modèle. Cela requiert ainsi la connaissance de la situation économique actuelle, et future. L'approche CLCA peut être vue comme permettant de comparer des scénarios économiques plutôt que des scénarios de production. Cette approche relèverait ainsi davantage du domaine des sciences économiques. Elle semble particulièrement pertinente lorsqu'un produit ou service est mis en place et a des conséquences claires sur d'autres systèmes macro-économiques et pour faire une projection des effets futurs résultants d'investissements actuels.]*

L'approche CLCA est pertinente lorsqu'on souhaite évaluer les conséquences d'une décision stratégique à l'échelle macro-systémique:

- d'une production (d'un seul producteur ou d'un ensemble de producteurs)
- d'une filière (par exemple la filière de gestion d'un déchet spécifique en fin de vie)
- d'un ensemble de consommateurs

On considère donc des volumes significatifs à l'échelle d'un marché.

L'ampleur du changement subi par le système doit être mesurée en fonction

- du type de changement (voir section 6.1)
- de la taille du marché qui va être affecté par le changement. La taille du marché est elle-même fonction du contexte spatial et de l'horizon temporel considérés (voir section 7.2).

Par exemple, une action est mise en place pour introduire le véhicule électrique sur le marché. Cela relève de l'introduction d'une nouvelle technologie. Indépendamment de la taille du marché des transports considéré dans l'étude, on s'oriente donc plutôt vers un changement de large ampleur, puisque l'introduction d'une nouvelle technologie nécessite (par exemple) la mise en place de technologies connexes ou d'infrastructures, pour permettre à la nouvelle technologie en question d'exister. Dans le cas du véhicule électrique ce serait par exemple les technologies liées aux batteries, ou bien les bornes de rechargement. Si on considère à présent l'introduction de 10 % de véhicules électriques d'ici à 2015 sur le marché des transports luxembourgeois, l'ampleur du changement reste large. Si on considère l'introduction de 10 % de véhicules électriques d'ici à 2025 sur le marché mondial des transports, l'ampleur du changement devient faible.

Une action mise en place pour réduire le nombre de véhicules diesel au profit de véhicules GPL relèverait quant à elle d'un changement d'orientation pour l'utilisation des technologies existantes.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Indépendamment de la taille du marché des transports considéré dans l'étude, on s'oriente donc plutôt vers un changement de faible ampleur. Si on considère le remplacement de 10% des véhicules diesel en 20 ans à l'échelle du marché mondial, le changement subi par le système étudié reste faible. Si on considère maintenant le remplacement de 10% des véhicules diesel en 1 an à l'échelle du marché luxembourgeois, le changement subi par le système étudié devient large.

#### 6.4 L'identification des conséquences induites et prises en compte dans l'étude.

Une fois identifiées, les conséquences issues du/des changement(s) étudié(s) sont souvent modélisées à travers plusieurs scénarios possibles, reflétant les interactions macroscopiques du système technologique avec le système politico-économique dans lequel il évolue, en fonction du contexte spatio-temporel considéré (cf. §4.2.). Etant donné que le système est projeté dans le futur, étudier plusieurs scénarios réalistes accroît généralement la pertinence de l'étude.

Par exemple, le CRP Henri Tudor a réalisé une étude pour le compte de l'ADEME afin de supporter le processus de décision stratégique concernant les futures filières de traitement et valorisation du gisement de Panneaux A Particules (PAP) en fin de vie, en lien avec la récente mise en place de la REP ameublement. Plusieurs scénarios ont été établis afin de refléter les conséquences de la mise en place de la REP à l'horizon 2020 :

- 1 scénario de référence 2009 reflétant le système de gestion actuel du gisement,
- 3 scénarios caractérisant chacun les conséquences d'un changement de gestion des PAP en fin de vie de 2009 à 2020, pour les trois systèmes de gestion envisagés à l'horizon 2020.

Le premier scénario à l'horizon 2020 est établi en considérant les objectifs fixés par la REP ameublement et les directives politiques, poussant pour une maximisation de l'envoi de PAP en fin de vie en valorisation matière, laissant davantage de bois propre pour la filière bois-énergie.

Le second scénario à l'horizon 2020 est établi à l'inverse en considérant l'intérêt des producteurs de panneaux pour l'utilisation de bois propre dans la production de PAP, impliquant ainsi la valorisation énergétique des PAP en fin de vie.

Le troisième scénario à l'horizon 2020 est établi à partir de la capacité, estimée réaliste, des procédés des différentes filières de valorisation et de traitement à intégrer les PAP en fin de vie.

*[De manière générale, les experts interviewés pensent qu'un modèle conséquentiel doit se situer au plus proche de la réalité économique, technologique, politique, démographique, etc. Si la mise en place d'une politique ou d'une décision implique plusieurs chocs corrélés, i.e. variations successives ou parallèles de plusieurs paramètres, l'étude doit les considérer, donnant ainsi une vision complète du système; bien que cela puisse induire davantage d'incertitude lors de l'interprétation des résultats. Egalement plusieurs experts soulignent que cela requiert des simplifications pouvant conduire à des résultats très relatifs, ou bien d'utiliser des outils mathématiques et/ou économiques pour la modélisation du système.]*

On s'intéresse à la chaîne de conséquences technologiques, économiques, ou de toute autre nature; provoquées directement ou indirectement par le changement subi par le système.

L'ampleur des conséquences est estimée en fonction de la corrélation des trois paramètres suivant:

- le contexte spatial (voir section 7.2)
- l'horizon temporel (voir section 7.2)
- l'ampleur du changement (voir section 6.4)

En fonction de ces trois paramètres, on considère que l'ampleur des conséquences est faible lorsque le système reste non contraint à tout point de vue (technico-économique, politique, social). On considère que l'ampleur des conséquences est large lorsque le système est contraint. L'approche conséquentielle est applicable dans les deux cas, les technologies/procédés/ressources affectés par le changement changeant en fonction de l'ampleur des conséquences.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Frischknecht et al. (2010) [35] définit trois niveaux de classification des systèmes étudiés, en fonction de leur "taille économique" dans un contexte ACV, afin de sélectionner la meilleure approche de modélisation de l'inventaire. La taille économique est définie de manière relative sous forme d'indicateurs:

- le chiffre d'affaire par rapport au PIB d'une zone économique (un pays, ou plusieurs pays (par exemple l'UE)
- ou du volume d'achat en terme monétaire des secteurs économiques pertinent, par rapport au chiffre d'affaire annuel des secteurs considérés
- ou du volume d'achat matériels, des secteurs économiques pertinent, par rapport au volume d'outputs annuels des secteurs considérés

Ainsi pour un système à l'échelle micro l'indicateur choisi est  $<0.1\%$ . Pour un système à l'échelle meso l'indicateur choisi est compris entre  $0.1\%$  et  $1\%$ . Pour un système à l'échelle macro l'indicateur choisi est  $>1\%$ . Cette approche permet de comprendre à quel point les interactions économiques entre différents acteurs seront affectées par la décision étudiée.

Selon Weidema (2009) [13], l'échelle des actions (et de leur conséquences) est marginale quand elles n'affectent pas la tendance du volume de marché, les contraintes du marché et les coûts de production des produits et technologies concernés.

L'échelle est non marginale dans les autres cas, c'est à dire les actions impliquent des nouveaux fournisseurs, marchés, ou même technologies. Dans ce cas, Weidema (2009) [13] considère toujours une relation proportionnelle (linéaire) entre les actions et les conséquences.

## **7 Moyens méthodologiques et techniques mis en œuvre**

### **7.1 L'unité fonctionnelle (UF)**

Les exigences pour la définition de l'unité fonctionnelle en CLCA sont indépendantes du secteur concerné. De manière générale, les études revues montrent qu'elle diffère peu dans sa formulation, pour l'approche ALCA et CLCA. Dans cette dernière, l'UF se réfère au changement étudié alors que dans le cas de l'approche ALCA elle quantifie le status-quo que l'on souhaite évaluer.

Néanmoins l'approche CLCA doit impérativement considérer des échelles temporelle et spatiale beaucoup plus précises que dans le cas de l'ALCA, en relation directe avec le(s) changement(s) sur le système étudié (et les conséquences relatives) seront évaluées. Ainsi, pour la CLCA il n'est pas suffisant de définir un horizon temporel et des frontières spatiales (ou un marché) moyennes. Ces échelles doivent permettre de délimiter le système à l'échelle macro et doivent également inclure les notions d'analyse de coproduits et de substitution par élargissement des frontières du système.

*[Certains experts précisent que la notion de volumes devrait être précisée si elle n'est pas sous-jacente aux aspects spatio-temporels. D'autres mentionnent effectivement que la délimitation du système macro doit apparaître dans l'UF comme la notion de multifonctionnalité traitée par l'expansion du système. La CLCA permettant de prendre en compte les processus affectés par les conséquences d'une décision, l'UF doit être composée de fonctions multiples, relatives au système principal et aux systèmes affectés.]*

L'ampleur de l'UF doit aussi être du même ordre de grandeur que l'échelle réelle du changement, car les conséquences induites sont une conséquence directe de cette échelle. Ainsi, il n'est pas envisageable de considérer une UF unitaire (comme d'habitude dans le cas de la ALCA), à moins que cela corresponde à une mise à l'échelle (formelle, pour des raisons pratiques) de l'inventaire réalisé à l'échelle réelle. Par exemple, dans le cas des biocarburants, l'UF est déterminée par les objectifs de croissance d'utilisation du bio-carburant étudié, fixés par les politiques.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

[Les experts interrogés précisent que l'UF telle qu'elle est définie pour une ACV classique ne paraît pas suffisamment pertinente pour une approche CLCA, puisqu'elle se concentre généralement sur une unité fictive et ne reflète pas la réalité. En CLCA l'unité fonctionnelle :

- doit refléter la présence d'une contrainte, si elle existe (Il faut identifier les éléments spatio-temporels qui permettent de dire s'il y a une contrainte, voir section 7.2 ).
- est fortement liée aux objectifs et aux questions à l'origine de l'étude (bien que certains pensent que cela n'a pas d'influence sur l'UF).
- doit décrire le choc subi par le système: ampleur, échelle de temps, et méthodes/technologies qui seront utilisées pour promouvoir le changement.]

## 7.2 Délimitation du système (frontières de l'inventaire)

En CLCA, il faut considérer un nombre important de variables contextuelles pour délimiter les frontières du système à étudier, qui ne se limitent pas aux frontières technologiques considérées dans la ALCA.

L'évaluation des conséquences, qu'elles soient passées, présentes ou futures reposent sur la définition des trois paramètres évoqués dans cette section : les mécanismes de substitution, l'horizon temporel et le contexte spatial. Elle repose également sur l'identification de l'ampleur du changement (section 6.3). Ces paramètres, prédominant pour conduire une étude fiable et pertinente par rapport à la question posée, doivent être définis de manière itérative.

- Substitution

De manière générale et indépendamment du secteur industriel concerné, le **principe de la substitution** (à ne pas confondre avec l'« expansion du système ») est l'approche de base à utiliser pour la délimitation d'un système modélisé en CLCA. Ainsi l'allocation des co-produits est évitée et leurs effets sur le système élargi (en termes de remplacement sur les marchés de produits rendant la même fonction) seront évalués en fonction du changement étudié. Aussi dans la plupart des études de cas recensées pour le secteur de la production d'énergie, les produits ou ressources substitués par le produit étudié sont pris en compte dans l'évaluation, ainsi que les impacts environnementaux évités (voir Figure 6). Le principe de substitution nécessite un grand nombre d'itérations d'application afin de considérer toute la chaîne d'effets relative à tous les produits et co-produits.

- Contexte temporel

La **définition du contexte temporel** dans l'approche conséquentielle influence également la délimitation du système. Indépendamment du secteur, les études CLCA impliquent nécessairement des projections du système dans le futur, après un changement, qui découlent du contexte décisionnel (nature et origine du changement) et sont incluses dans l'UF. Un horizon temporel à court, moyen ou long terme, est ainsi défini, comme recommandé par Weidema et al. (2003) [13].

Pour définir l'horizon temporel, Il faut répondre à la question: "Sur quelle période, à court, moyen ou long terme, souhaite-t-on évaluer les conséquences des actions mises en place?" La fin de la période ainsi définie constitue l'horizon temporel, qui sera utilisé comme repère pour mener l'étude.

La définition de l'horizon temporel est fonction:

- de la nature de la question à l'origine de l'étude (voir section 6.1)
- du type de changement et de son ampleur (voir section 6.3)
- du contexte spatial (voir plus loin dans cette section)

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

La façon avec laquelle les changements opèrent jusqu'à l'horizon temporel choisi est également définie et le niveau de détail dépend des études et du contexte décisionnel (séries temporelles continues ou palier sur plusieurs années sans détail temporel, voir les explications de la Figure 9).

*[Tous les experts interrogés ne concordent pas sur ce point. Pour certains, l'élément clé de l'approche conséquentielle est la projection dans l'avenir, mais pour d'autres l'horizon temporel en CLCA se situe en dehors du modèle, tout comme en ALCA, l'étude fait référence à un temps  $t$  donné pour lequel les changements ayant eu lieu sont modélisés de manière statique. On précise également que l'approche CLCA se focalise davantage sur l'évolution du contexte spatial et socio-économique; ce sont les ACV prospectives qui ont pour rôle de considérer les évolutions temporelles.]*

Comme mentionné à la section 6.1 la décision stratégique à l'origine du changement, est prise à un instant  $t_0$ , qui peut être passé, présent ou futur. Dans le cas où  $t_0$  se situe dans le passé, on évaluera alors les effets indirects passés et/ou présents, en fonction de la date  $t_0+n$  fixée pour l'étude.

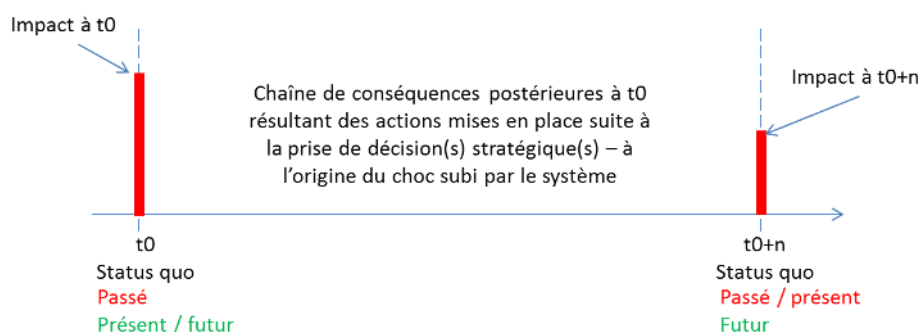


Figure 8 : positionnement temporel de la décision stratégique et de ses conséquences.

Par exemple, dans le cadre d'un reporting d'une entreprise productrice d'enzymes on souhaite quantifier (à l'échelle du marché) la contribution à la réduction des émissions de gaz à effet de serre pour l'année 2012, par rapport à 2011 ( $t_0+n$  se situe donc dans le présent, ou dans un passé proche). Cette réduction est induite par l'utilisation sur le marché d'un produit B (d'origine agricole), substitué d'un produit A (d'origine pétrolière), pour 80% du volume initial de A utilisé en 2011 ( $t_0$ ). On considère que la situation de 2011 où le produit A était utilisé à 100% n'existe plus. C'est une situation passée, à partir de laquelle on évalue l'évolution des conséquences de la substitution du produit A par le produit B, pour l'année 2012, sur l'ensemble du marché. Le fait de considérer l'ensemble du marché implique que les effets indirects sur celui-ci sont pris en compte si nécessaire.

Dans le cas où  $t_0$  se situe dans le présent ou dans un futur à court ou moyen terme, on évalue les effets directs et indirects en fonction de la date  $t_0+n$  (future) fixée pour l'étude. L'identification des effets directs et indirects repose sur des hypothèses reflétant les potentiels (futurs) mécanismes d'évolution induits par le changement entre  $t_0$  (avant changement) et  $t_0+n$  (après changement).

Plusieurs articles concernant la production agricole et la production énergétique démontrent que la CLCA permet de différencier dans une même étude les changements à différentes échelles de temps, influençant ainsi la délimitation spatiale du système au niveau local ou au niveau plus global d'un marché, indépendamment des frontières géopolitiques.

Par exemple Reinhardt et al. (2011) [41] se place dans une perspective à long terme pour l'étude de la production d'un bio-carburant. A court terme, la production marginale du bio-carburant permettant de répondre à une demande croissante du marché sera assurée par des producteurs

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

européens. A long terme, les producteurs marginaux se trouveront au-delà de l'Europe. Les auteurs fixent le contexte spatial en fonction de ces considérations.

Dans d'autres secteurs l'horizon temporel est fixé par les caractéristiques spécifiques des systèmes à étudier. Par exemple, pour le secteur du bâtiment la période sur laquelle l'évaluation est réalisée se situe entre le moyen et le long terme, en fonction de la durée de vie des bâtiments, puisque toutes les études analysées portent sur la phase de chauffage, à savoir la phase de vie du bâtiment.

*[Pour certains experts les évolutions temporelles des changements étudiés doivent être considérées grâce à des séquences temporelles. Un expert interrogé a soulevé la différence à faire entre dynamique temporelle du système en lui-même (i.e. évolution des technologies et de leur performance dans le temps), et dynamique temporelle des impacts évalués. La modélisation de la dynamique des systèmes paraît primordiale dans une approche conséquentielle pour plusieurs experts. C'est en effet ce qu'on retrouve dans les cas d'études de Eriksson et al. (2007) [46] et Herfray (2011) [47] pour le secteur du bâtiment. En ce qui concerne la dynamique des impacts évalués, certains pensent que c'est possible aussi bien en ALCA qu'en CLCA.]*

*[Pour un des experts interrogés, la transparence d'une étude CLCA repose sur la présentation de l'accumulation des impacts au fur et à mesure du temps (voir*

*Figure 9). Le risque en reportant l'ensemble des impacts accumulés à la limite de l'horizon fixé est d'orienter les résultats vers une conclusion/recommandation plus ou moins biaisée.]*

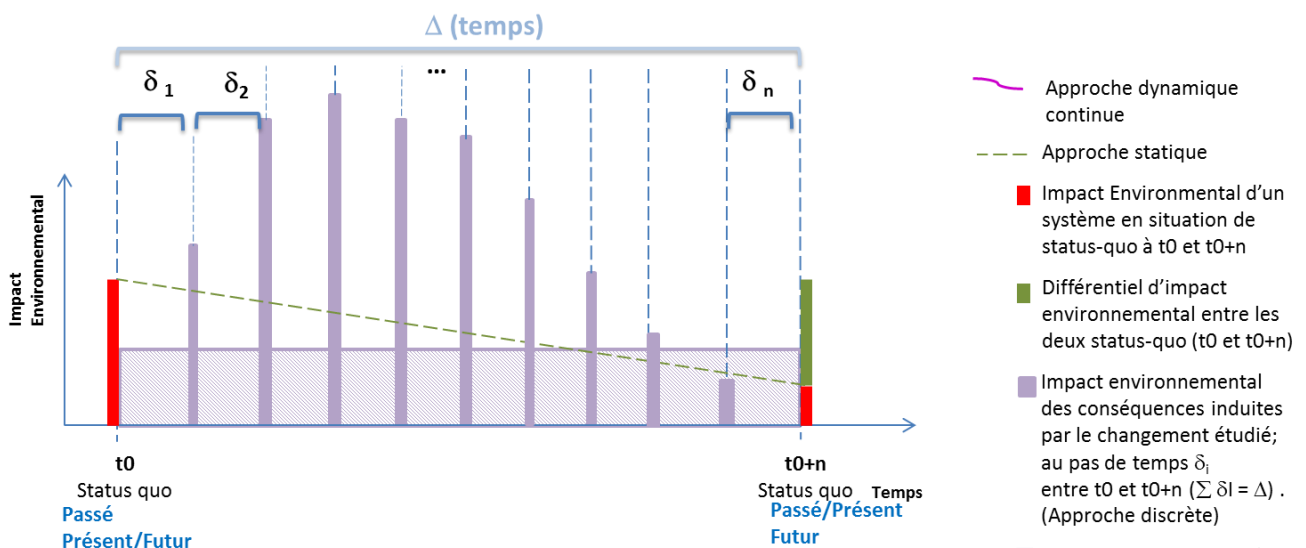


Figure 9.a Approche dynamique discrète vs approche statique

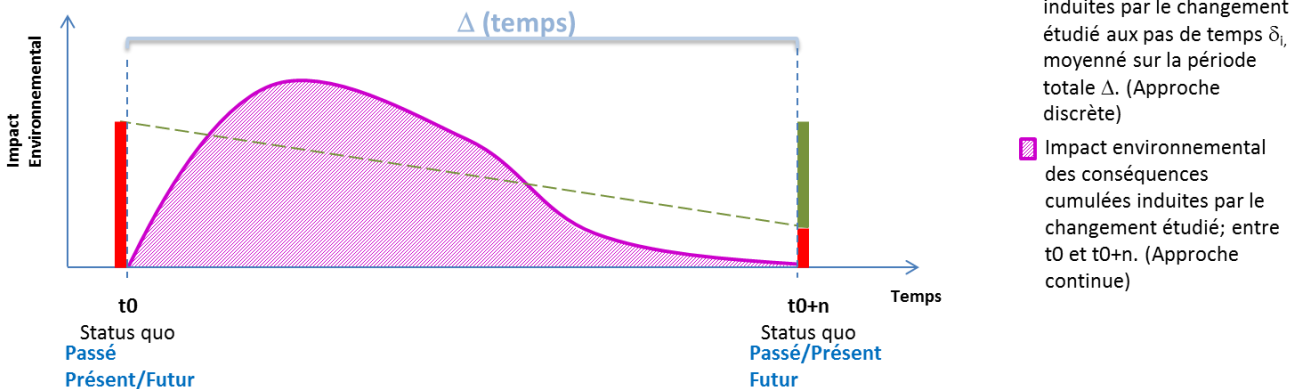


Figure 9.b Approche dynamique continue vs approche statique

Figure 9 : Approche dynamique vs statique du changement

La comparaison de deux status-quo intervient pour évaluer le système avant (à  $t_0$ ) et après (à  $t_0+n$ ) un (ou plusieurs) changement subi par le système.  $T_0$  et  $t_0+n$  peuvent être respectivement passé-passé; passé-présent; présent-futur; futur-futur.

La comparaison est possible via l'approche ALCA, uniquement si les trois conditions suivantes sont respectées :

- le système est non contraint,
- l'UF du système étudié n'évolue pas au fil du temps
- les technologies moyennes ne changent pas sensiblement de  $t_0$  à  $t_0+n$ .

La plupart du temps ces conditions sont rencontrées en même temps lorsque l'étude porte sur un système à l'échelle micro-systémique (par exemple une quantité unitaire de produit plutôt qu'un volume de production) et les deux status-quo sont rapprochés dans le temps.

On peut dans ces conditions considérer que les impacts environnementaux liés aux conséquences du ou des changements subis par le système sont équivalentes à la différence entre les impacts évalués à  $t_0$  et à  $t_0+n$  (approche statique). Dans ce cas de figure on se place dans la situation A décrite par le ILCD Handbook (c.f. Annexe A).

Par exemple, on peut retrouver ce cas de figure lors d'une démarche d'éco-conception, pour le développement de produits éco-labellisé (ISO14024 Type I), pour le développement de Déclarations Environnementales de Produits (EPD, ISO14025 Type III), ou encore pour un reporting de progrès, dans le cas où l'on souhaite rapporter la situation d'un produit ou d'une production par rapport à son marché ou un groupement de marchés.

Par exemple, à l'échelle du marché, une entreprise souhaite quantifier sa contribution à la réduction des émissions de gaz à effet de serre, induite par l'utilisation sur le marché d'un produit B, substitut d'un produit A. Actuellement ce cas de figure de reporting ne rentre dans aucun des cadres réglementaires existants. Cela pourra éventuellement correspondre au contexte de la norme ISO/NP TS 14072 (Life cycle assessment - Additional requirements and guidelines for organizations), actuellement en développement. Cela reste à confirmer.

Si les trois conditions ci-dessus ne sont pas respectées :

- L'approche ALCA est pertinente pour étudier les impacts environnementaux liés au fonctionnement du système dans les deux status-quo à  $t_0$  et à  $t_0+n$ . Dans ce cas les deux status-quo ne sont pas comparables, ils constituent les deux bornes du contexte temporel du système, et il peut être intéressant de les considérer dans l'étude. On est dans le cas de figure de la situation A de l'ILCD handbook. (Voir annexe A).
- L'approche CLCA permettra l'évaluation des conséquences d'un (ou plusieurs) choc subi par le système sur la période comprise entre  $t_0$  et  $t_0+n$  (entre deux status-quo). On est dans le cas de la situation A ou B de l'ILCD handbook (voir Annexe A). Le système évolue progressivement sur cette période (en termes de contrainte partielle ou totale, et/ou en termes de volume étudié, et/ou en termes d'évolution des technologies). Il est donc indispensable de considérer cette évolution progressive, à travers une approche dynamique du système. L'approche statique s'avère exacte uniquement dans le cas où les deux status-quo sont comparables.

L'approche dynamique permet de représenter l'évolution spécifique du système au cours du temps. Ainsi les impacts associés aux conséquences de l'évolution du système sont évalués à travers la considération de séries temporelles. Les séries temporelles représentent une suite d'observations du système, indexées par le temps. Elles peuvent être discrètes ou continues. On parlera de série temporelle discrète lorsque des paliers temporels intermédiaires sont fixés sur la période sur laquelle l'évolution du système est étudiée (

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Figure 9.a). Dans ce cas, l'impact total des conséquences associées au changement (c'est à dire pour l'ensemble de la période étudiée comprise entre  $t_0$  et  $t_0+n$ ), correspond à la somme des impacts évalués pour chaque intervalle  $\delta_i$  situé entre deux paliers temporels intermédiaires (symbolisés par les barres violettes sur la figure 9.a). Il est important de souligner que cela représente l'impact cumulé des conséquences entre  $t_0$  et  $t_0+n$  (à savoir les impacts indirects), alors que les impacts du système à  $t_0$  et  $t_0+n$  représentent les impacts directs du système dans son état de fonctionnement stationnaire, à priori de toute conséquence liée au changement. Bien que les impacts directs et indirects soient représentés sur la même échelle, ils sont à considérer distincts et permettent, ensemble, de dresser un bilan complet des performances du système, en prenant en compte la période de temps durant laquelle le changement intervient. Le même type d'analyse mais plus détaillée peut se réaliser en prenant en compte le changement et ses conséquences environnementales de manière continue (

Figure 9.b). Dans ce cas, on analyse les impacts des conséquences cumulés en continu sur la période de l'étude, c'est-à-dire entre  $t_0$  et  $t_0+n$ . Sur la Figure 9.b la courbe représente la succession des impacts environnementaux évalués à chaque instant entre  $t_0$  et  $t_0+n$  et l'impact total des conséquences sur la période est donc représenté par l'aire sous la courbe. Néanmoins l'approche dynamique continue requiert une modélisation plus complexe du système.

- Délimitation spatiale

La **délimitation spatiale d'un système** ne dépend pas uniquement de l'horizon temporel fixé. L'échelle locale, régionale ou globale est déterminée en fonction de la nature et de l'origine des changements, des technologies considérées et des conséquences de leur évolution au fil du temps pour la période donnée. Ainsi pour les systèmes agricoles liés ou non au secteur de la production d'énergie, la plupart des études sont réalisées à l'échelle régionale (un pays ou plusieurs pays).

Un exemple explicatif est celui des ressources énergétiques : souvent les ressources agricoles substituent des ressources d'origine pétrolière, imposant de considérer une large échelle spatiale. Aussi, les changements d'affectation des terres sont au cœur de l'évaluation des systèmes agricoles. Elles sont différenciées en fonction de leur utilisation initiale, et en fonction du changement direct ou indirect de leur affectation. Cela peut alors impliquer l'expansion des importations et exportations et contribue à la mondialisation des échanges (voir Figure 6).

L'échelle spatiale des études portant sur la gestion de déchets dépend de ce qui est étudié mais est généralement régionale. Pour le secteur du bâtiment on observe une délimitation régionale ou locale, tout comme pour l'étude de Boulay et al. (2011) [59]. Les quelques études portant sur des matériaux sont généralement plus locales.

*[Plusieurs experts ont confirmé que le choix de considérer ou non les conséquences existantes au-delà des frontières géographiques directement concernées par la mise en place d'une politique ou l'application d'une décision, dépend de la question à l'origine de l'étude, et de l'ampleur des conséquences. Cela relève donc du décideur et pas du praticien. Le plus important est de répondre à la question avec une approche scientifiquement fondée. Néanmoins, certains précisent que ne pas considérer les conséquences existantes au-delà des frontières directement concernées comporte le risque de transfert de pollution opposé à la vision ACV générale, et peut invalider les résultats.]*

Le périmètre spatial du système dépend:

- du caractère ouvert ou fermé (restreint) du marché.

Un exemple de marché fermé (restreint) serait celui de la production de Champagne, cette production n'est possible que sur un territoire strictement délimité. Un autre exemple serait celui de la haute technologie; par exemple la production aéronautique de pointe, les nanotechnologies.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Un exemple de marché ouvert peut être un marché exportable ou mondialisé, par exemple celui de la production de biocarburants, de la production automobile, ou celui des chaînes de fastfood.

- de la taille du marché qui sera affecté par les actions,
- du type de changement, de son ampleur (voir sections 6.2 et 6.3) et des mécanismes de substitutions qu'il induit (voir ci-dessus dans cette section).
- de l'horizon temporel considéré.

Par exemple, considérons le cadre de la production d'une bio-ressource utilisée en chimie pour substituer une ressource pétrolière à l'échelle d'une industrie nationale, à hauteur de 1% par an pendant 20 ans. Le territoire national concerné est capable de produire la bio-ressource demandée pour cet objectif pendant 10 ans, après quoi la demande sera supérieure aux capacités de production nationales et la production marginale sera réalisée dans le pays voisin. Ainsi l'horizon temporel étant de 20 ans, on doit considérer un périmètre spatial qui s'étend au territoire national plus le pays voisin.

Cet exemple simplifié devrait également mentionner pour être complet que l'augmentation de la production d'une bio-ressource sur un territoire délimité a généralement des conséquences indirectes sur le changement d'affectation des sols, bien au-delà du périmètre de la production.

Ainsi on définit si le contexte spatial du système est:

- ponctuel, par exemple un site de production spécifique
- local, une région (région transfrontalière ou non)
- régional, une région (région transfrontalière ou non)
- national
- multinational
- mondial

En règle générale, on observe que c'est la délimitation spatio-temporelle du système qui permet d'identifier quelles sont les ressources/procédés/technologies affectées (de manière marginale ou non) devant être considérées dans la CLCA. L'identification opérationnelle des technologies affectées est traitée à la section 7.3.

*[Weidema et al. (2003) [12] recommande de différencier les technologies affectées au premier plan du système, des technologies affectées en arrière-plan. Plusieurs experts interrogés pensent que cette différenciation est utile pour définir le périmètre de l'étude de manière plus précise, pour rendre la méthode plus opérationnelle en différenciant deux échelles de conséquences et pour permettre de mieux gérer la complexité et la transparence du système]*

### 7.3 Identification de la chaîne de conséquences (quantification de l'inventaire)

Une fois le périmètre du système délimité, la pratique de l'évaluation conséquentielle requiert la modélisation des conséquences du(des) changement(s) subis par le système considéré, notamment des effets indirects associés aux mécanismes de substitutions.

Cela peut se faire par le biais de **scénarios** (voir l'exemple donné section 6.4) construits sur la base de l'expérience et les compétences du praticien et/ou par des approches de modélisation plus ou moins complexes, le plus souvent par des **modèles économiques** ou **sociaux**.

Quel que soit le secteur considéré, on observe que l'établissement de scénarios repose sur des critères reflétant le contexte technico-économique, voir social dans lequel le système étudié évolue suite au(x) changement(s) subis. Ces critères peuvent être établis à partir de modèles économiques existants ou d'hypothèses justifiées. Les approches opérationnelles de définition des scénarios dépendent néanmoins des spécificités du secteur considéré. Une série de critères essentiels servant à l'établissement de scénarios sont détaillés dans les synthèses par secteur.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

*[Ceci est aussi mentionné par un expert interrogé, qui considère que d'une manière générale, l'identification des mécanismes à inclure dépend du système étudié et de ses particularités spatiales, technico-économiques, politiques et sociales.]*

De manière générale, l'approche choisie doit permettre d'identifier et quantifier les processus et technologies qui sont affectées par le changement étudié. Ces processus peuvent être affectés

- de manière directe
- de manière directe et indirecte (se référer à la définition « Effets directs et indirects (en CLCA) »).

Lorsque des effets (conséquences) indirects existent, ils peuvent être marginaux, à savoir les conséquences peuvent être mineures en ampleur et à la marge du système économique ou bien les processus et les technologies affectées peuvent l'être de manière significative on parle alors de macro effets, se référer à la définition « Technologie/procédé/ressource affecté(e), marginal(e) ou non »).

Lorsqu'on souhaite évaluer le système à un instant T en situation de status-quo, on considèrera uniquement les effets directs. Dans le cas où on souhaite évaluer les conséquences d'un changement, l'ampleur des conséquences (effets) directes (et le cas échéant indirectes) est déterminée en fonction du périmètre spatio-temporel et de l'ampleur du changement. Si l'ampleur des conséquences est faible, les conséquences sont marginales: les technologies/process/ressources affectées par le changement sont celles faisant partie du système lors de la situation de départ (avant le changement, à t0) pour lesquelles la demande du marché associée au système va évoluer au fil du temps pour la période donnée. Le volume étudié fluctue au fil du temps en fonction de la demande, de manière non significative par rapport aux capacités de production du marché à t0. Les évolutions considérées sont celles des technologies moyennes, liées à l'évolution des technologies existantes; mais elles ne sont pas liées à une contrainte de capacité technique, ou de disponibilité des ressources, ni de fluctuation des prix (situation A de l'ILCD handbook, voir Annexe A).

Par exemple, l'introduction du véhicule électrique sur le marché français pour 10% de la flotte actuelle de véhicules particulier à l'horizon 2020 induirait une hausse de la demande en électricité.

Si les capacités de production actuelles ne sont pas exploitées au maximum, elles permettront probablement de répondre à cette hausse de la demande à l'horizon 2020. La production d'électricité est un système non contraint. Les éventuels effets indirects sont ainsi liés à la variation de la production/demande des co-fonctions des processus multifonctionnels, qui va engendrer des mécanismes de substitution et donc la prise en compte de technologies/process/ressources non inclus dans le système de départ. Aussi, la même situation peut se produire dans le cas où une demande de produits ou procédés apparaît suite au changement subi par le système (nouvelle demande induite par le changement).

Lorsque l'ampleur des conséquences indirectes est large, le changement est tellement important (large ampleur) que pour pouvoir répondre aux variations associées, les capacités du système moyen de départ sont insuffisantes, et des investissements marginaux "de rupture" doivent être mis en place (système contraint). Les conséquences sont de grande ampleur (situation B de l'ILCD handbook, voir Annexe A).

Considérant le même exemple que précédemment : l'introduction du véhicule électrique sur le marché français pour 10% de la flotte actuelle de véhicules particulier à l'horizon 2020. Si les capacités de production actuelles ne sont pas en mesure de répondre à cette hausse de la demande à l'horizon 2020, parce que leur exploitation est déjà maximale, la production d'électricité est contrainte. De nouveaux investissements technologiques/infrastructuraux seront nécessaires pour répondre à la demande.

De manière générale, les technologies affectées dépendent du système pour lequel elles sont analysées et sont liées à ses contraintes. Par exemple, la présence de contraintes comme les quotas

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

d'exploitation est un élément important pour comprendre les réactions du système agricole en ce qui concerne le changement d'affectation des sols.

Mathiesen et al. (2009) [37] propose de distinguer trois types de technologie(s) marginale(s) dans une CLCA:

- la technologie marginale simple, qui est une technologie unique, capable ou non de répondre à une demande en constante évolution ;
- la technologie marginale dynamique, qui est une technologie unique capable de répondre à une demande en constante évolution ;
- et la technologie marginale complexe, qui est un ensemble de technologies affectées, identifiées par l'analyse des systèmes concernés.

Cette distinction est proposée dans le cadre d'une étude concernant un système énergétique, néanmoins il semble généralisable aux autres secteurs.

Souvent les résultats de la CLCA dépendent fortement des technologies marginales et, dans certains cas, l'application d'un autre type de technologie marginale pourrait modifier complètement les conclusions de l'étude.

*[Pour plusieurs experts interrogés, le choix de l'approche CLCA n'est pas lié à la présence ou non d'une contrainte, mais à la question posée au départ, le plus important est que l'ACV réponde au « goal and scope » fixé. Le paramètre du marché contraint ou non, doit être considéré essentiellement lors de l'identification des technologies ou procédés affectés marginaux. (Un expert adopte la vision opposée). L'existence ou non d'une contrainte de marché à prendre en compte dépend de la définition du périmètre du système étudié, et elle sera différente selon si on se projette à court, moyen ou long terme. Dans certains cas le choc induit n'est pas suffisant pour que le système atteigne ses niveaux de contrainte, dans ce cas les experts estiment que les conditions de marché ne sont pas considérées et les inventaires et conclusions sont en principes les même que dans une approche ALCA.]*

Les éléments essentiels pour déterminer les technologies affectées sont :

- L'avis d'experts sur l'évolution du marché et des technologies, pour définir les hypothèses servant de base aux scénarios.
- Certains auteurs (Brander et al. (2008) [14]) pensent que l'identification des ressources/procédés/technologies marginaux dépend fortement de l'appréciation du praticien, impliquant davantage d'incertitudes pour l'étude.

*[Plusieurs experts interrogés s'accordent à dire que l'identification des mécanismes technico-économiques régissant le système et des conséquences d'un choc subi, relèvent de compétences allant au-delà des compétences en ACV "pure". L'interaction entre les personnes détenant une expertise économique, une expertise industrielle, et une expertise environnementale est nécessaire.]*

- Schmidt & Weidema (2008b) [29] recommandent de décrire le segment de marché visé afin d'identifier quels sont les produits/procédés/technologies marginaux. Partant de cette connaissance du marché, le(s) produit(s) marginal est celui capable de réagir au mieux à la variation de la demande, c'est-à-dire présentant le meilleur équilibre demande-prix.
- Pour le secteur du bâtiment, les études portent sur la production et la consommation d'énergie, donc les technologies marginales sont souvent identifiées via l'utilisation des modèles statique de production d'énergie. Elles peuvent également l'être via des modèles d'optimisation dynamique qui peuvent permettre la modélisation de scénarios en prenant en compte par exemple des mécanismes de marché, tel que la fluctuation des prix des ressources. Utiliser un modèle d'optimisation dynamique permet la prise en compte des conséquences de l'utilisation ou de la distribution de l'électricité en considérant les infrastructures existantes et les investissements relatifs au besoin de nouvelles infrastructures (Eriksson et al. (2006) [46]).

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Si les changements engendrent des conséquences majeures on pourra ainsi observer des effets significatifs (macro) sur le système étudiée. Afin d'identifier et quantifier les conséquences, l'utilisation de **modèles économiques** ou **sociaux** est donc conseillée.

L'étude de Lesage et al. (2007) [55] sur la réhabilitation d'un site contaminé définit trois scénarios pour le redéveloppement du site, dont un « le cas le plus probable » est basé sur un modèle économique à équilibre partiel qui intègre la modélisation des impacts environnementaux dans l'économie. Pour le secteur des déchets, l'identification se fait également par des modèles économiques à équilibre partiel. Pour cela, l'élasticité de prix des produits considérés est déterminée grâce à la littérature. Certains effets sont parfois négligés à cause d'un manque de données. Ainsi, Ekvall & Andrae (2006) [52] n'ont pas inclus le marché de l'électricité dans l'inventaire bien que le changement étudié augmente la consommation d'électricité.

Pour le secteur de la production agricole, la modélisation des changements d'affectation des sols peut se faire par l'application de modèles d'équilibre générale calculable (par exemple le Global Trade Analysis Project - GTAP). Dans ce cas il est nécessaire de disposer de données statistiques nationales présentant une fine granulométrie afin de pallier au fait que certains des intrants du modèle GTAP (engrais et de pesticides, par exemple) appartiennent au même secteur et par conséquent ne peuvent pas être séparés (Kloverpris et al. (2008) [18]). La modélisation dynamique des systèmes agricoles est particulièrement recommandée pour évaluer l'impact d'effet de serre lié au changement de l'affectation des terres.

Une comparaison et discussion exhaustive des différentes approches est donnée par Marvuglia et al (2013) [21] et Vázquez et al (2013) [33], ainsi qu'un exemple d'étude C-LCA menée avec l'aide de modèles économiques (Vázquez et al (2013) [33]) et une approche basée sur l'utilisation de modèles sociaux (Querini et Benetto, 2013[50]).

*[La prise en compte du comportement des utilisateurs ou des consommateurs est récurrente pour différents secteurs. Pour l'ensemble des experts, c'est important de prendre en compte ce type de paramètre dans la mesure du possible, en fonction du cas spécifique de l'étude, sur base de modèles reflétant le comportement du consommateur afin de dresser une typologie de consommateurs. Cela relève des sciences sociales. C'est particulièrement intéressant quand l'impact lié au comportement du consommateur est tellement significatif qu'il risque de masquer les impacts d'une production.]*

#### **7.4 Limitations dans la quantification de l'inventaire et simplifications**

Les points précédents soulignent l'importance d'identifier de manière fondée quels sont les procédés et les technologies affectés, étant donné l'impact qui leur est associé. Indépendamment du secteur concerné, les exigences décrites à la section précédente peuvent entraîner l'augmentation du degré d'incertitude de l'évaluation, ce qui peut rendre l'adoption de l'approche CLCA critique.

*[La grande majorité du panel d'experts interrogés considère que le risque de double-comptage est présent en CLCA mais ne constitue pas un point bloquant à l'approche. Il est présent potentiellement du fait de la considération des co-produits et des effets indirects liés aux mécanismes de substitution.]*

*[L'un des experts interrogés souligne que reprendre les hypothèses issues de publications existantes sans considérer les différents contextes d'application est peu recommandé, bien que souvent réalisé. Cet expert donne des recommandations et des indications précises sur des sources disponibles et approches à adopter, cf. fichier Excel de compilation des réponses d'experts, question 13.]*

*[Certains experts interrogés voient également un réel intérêt pour la version 3 de la base de données d'inventaire ecoinvent afin de palier à la difficulté de trouver les données pour les praticiens. Néanmoins un expert pense que seules des données marginales moyennes seront disponibles dans*

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

*cette nouvelle version de la DB, ce qui lui constitue une limite. D'autres experts citent également la disponibilité de statistiques publiques]*

*[Les experts interrogés sur l'ampleur de la collecte de données pour une étude CLCA ont divers avis. La collecte des données peut paraître plus complexe en CLCA du fait de l'échelle macro et des chaînes de conséquences supplémentaires à prendre en compte. Mais certains nuancent en disant que cela dépend de la nature du produit étudié et du secteur industriel ainsi que de la finesse avec laquelle on travaille (par exemple se préoccuper de l'évolution temporelle d'une technologie peut être très lourd; en revanche dans d'autres cas on pourra se contenter d'identifier des tendances.). Si la CLCA nécessite une collection moins importante de données, il y a davantage d'exigences liées à la difficulté d'identifier les technologies marginales.]*

*[Un expert pense qu'un consensus sur la façon d'identifier les technologies pertinentes devrait pouvoir être atteint, pour cela d'autres études de cas comme celles menées par Mathiesen et al (2009) [37] seraient nécessaires afin de mieux comprendre quelles technologies sont pertinentes dans quel contexte.]*

La modélisation d'un système conséquentiel requiert ainsi des simplifications dans les études de cas, qui peuvent être liées au contexte de l'étude (technologique, économique, social), à la délimitation temporelle et spatiale du système, et/ou à la disponibilité des informations et des données, et à la qualité des données. On observe dans les cas d'étude revus que ces simplifications ne sont pas toujours transparentes, pouvant porter préjudice à la fiabilité de l'étude.

La plupart des simplifications et limitations communes à tous les secteurs concernent la disponibilité des informations et des données, et leur qualité :

1. A travers une analyse historique des prévisions de l'évolution des mix électriques comparées à l'évolution réelle, Mathiesen et al (2009) [37] ont montré la difficulté de déterminer avec précision une technologie marginale à long terme. Cela va à l'encontre de la méthode de Weidema, dans laquelle les technologies marginales sont celles avec le moindre coût marginal de production à long terme.
2. On observe pour plusieurs études du secteur de l'agriculture, de l'énergie, du bâtiment, et de la gestion des déchets, des hypothèses simplificatrices permettant l'exclusion de certaines étapes du système étudié, et de certains produits ou technologies de substitutions ; notamment Mathiesen et al (2009) [37] remarque que souvent une technologie marginale « isolée » est identifiée. Or la technologie marginale doit être définie comme un ensemble de technologies qui seront sensibles au changement étudié (technologie marginale complexe).  
A titre d'exemples, on peut citer Schmidt (2010) [28], Melamu et al. (2011) [22] et Liptow et al. (2012) [36] qui par défaut considèrent uniquement un produit ou procédé substitué, alors que d'autres existent. Herfray (2011) [47] évalue uniquement l'impact de la substitution d'une partie du mix de production électrique par une production photovoltaïque. Les autres paramètres variables significatifs influençant la consommation d'énergie tels que la variation saisonnière, hebdomadaire, journalière, des températures et de l'occupation des bâtiments sont traités par des analyses de sensibilité. Eriksson et al. (2007) [46] considère quant à lui que si les ressources ne sont pas utilisées pour la production marginale du chauffage urbain, elles ne sont pas extraites de leur milieu naturel. En réalité elles seraient utilisées pour d'autres finalités. Lesage et al. [55] considère que la réhabilitation du site considéré n'a pas d'influence sur la réhabilitation d'autres sites. Boulay et al. (2011) [59] exclut les interactions entre les eaux de surface et souterraines ou entre bassins versants, mais aussi l'usage consécutif de la ressource en eau. La qualité de l'effluent ne prend pas non plus en compte les effets de dilution ou de temps de dégradation.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

3. Les simplifications peuvent également concerner les données de marché. Très souvent la tendance du marché n'est pas mentionnée dans les études de cas et différents types d'arguments sont avancés pour justifier l'identification de la technologie marginale. Un exemple est la non prise en compte de l'élasticité des prix, avec l'hypothèse que les prix ne sont pas affectés par les variations subies par le système étudié (Dalgaard et al (2008) [16]).

*[L'un des experts interrogé met en garde contre les simplifications permettant d'éviter de traiter plusieurs marchés simultanément, réduisant ainsi l'ampleur des conséquences des changements et la complexité des mécanismes de substitution. Souvent une seule situation du marché est modélisée et un seul processus/technologie affectée est identifié. Des études récentes ont démontré que cette hypothèse sur les processus affectés peut changer complètement les résultats d'une étude.]*

4. Certains auteurs ont établi plusieurs scénarios permettant de répondre à la hausse de la demande du marché, chacun reflétant une solution extrême. Si certains éléments de chaque scénario étaient combinés, ce serait probablement plus représentatif de la réalité. Par exemple, la demande croissante de manioc en Thaïlande est susceptible de faire augmenter à la fois la production thaïlandaise et la production extérieure, qui sera exportée vers la Thaïlande. Ces deux phénomènes font l'objet de scénarios distincts dans l'étude de Silalertruksa et al. (2009) [42].
5. La différenciation des données marginales et des données moyennes peut ne pas être applicable, car les données marginales ne sont pas disponibles dans les bases de données actuelles; ainsi dans certains cas des données moyennes peuvent être utilisées si l'hypothèse que les deux types de données seraient proches est justifiée. Par exemple Ekvall et Andrae (2006) [52] ont eu recours à ce type d'hypothèses pour le mix électrique du fait d'un manque de données disponibles.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

## 8 Comparaison entre ALCA et CLCA

### 8.1 Plus-value de l'approche CLCA par rapport à l'approche ALCA

L'approche CLCA vise à évaluer les conséquences environnementales d'un changement, c'est-à-dire une variation de la demande du produit étudié sur le marché, ou suite à une action politique, pour une période comprise entre deux instants  $t_0$  et  $t_0+n$ . En prenant en compte certaines interactions clé du système (notamment les effets indirects), les résultats deviennent plus pertinents par rapport aux objectifs de l'ACV, car on adopte une vision globale du système. Des exemples pertinents sont donnés dans les synthèses par secteur.

*[Pour plusieurs experts du panel interrogé la CLCA apparaît pertinente lorsque des changements importants sont à analyser. Dans tous les autres cas, l'ALCA fournit un cadre solide et pertinent. Un expert différencie les deux approches en disant que les impacts environnementaux sont liés au contexte technologique en ALCA et au contexte du marché en CLCA.]*

L'approche ALCA vise à évaluer l'impact environnemental d'un produit, en se plaçant dans un contexte de status-quo spatio-temporel, économique et technologique.

*[Un expert précise que l'ALCA est intéressante pour identifier les points critiques d'un système, tandis que la CLCA est intéressante pour évaluer les interactions du système avec le reste du monde.]*

Le changement induit par les actions mises en place suite à une décision stratégique d'ordre politique, industrielle ou de marché, induit des conséquences dans le système étudié en fonction de tout type de mécanismes (technologiques, économiques, sociaux). La CLCA est pertinente pour analyser ces changements du système à l'échelle macroscopique ; c'est pourquoi elle est généralement utilisée pour l'étude de volumes (de production, de consommation, de déchets), plutôt que des quantités unitaires.

Des effets directs (et le cas échéant indirects) sont induits du fait de l'ampleur du changement. Ainsi entre  $T_0$  et  $T_0+n$  le volume considéré et la fonctionnalité du système vont très probablement varier on observera potentiellement l'apparition de nouvelles technologies, en plus de l'évolution des technologies moyennes, du fait des actions mises en place. De ce fait les deux status-quo à  $T_0$  et  $T_0+n$  ne suffisent pas à renseigner sur les conséquences des changements étudiés qui doivent être évaluées pour la période de transition entre  $T_0$  et  $T_0+n$ .

C'est l'approche ACV classique (attributionnelle) qui permet d'évaluer et de comparer des status-quo, sous certaines conditions expliquées à la section 7.2. L'approche ALCA permet de décrire les performances environnementales liées à tous les processus technologiques directs inclus dans le système unitaire considéré. Un status-quo représente le système technologique considéré à un instant  $T$  figé. C'est à dire que le contexte économique, politique et social associé n'influence pas le fonctionnement technologique du système à l'instant  $T$ . Le status-quo peut refléter le fonctionnement du système :

- à travers les interactions technologiques moyennes : ACV attributionnelle (ALCA)

On rencontre ce cas de figure lors de l'évaluation d'un système suite à une démarche de conception. Par exemple lorsqu'une directive réglementaire, telle que REACH, contraint le producteur à reconcevoir le produit. On souhaite évaluer quelles seront les performances environnementales du produit après modification. Autre exemple : un produit est conçu et développé pour répondre à un besoin émergent. C'est un produit dont la fonctionnalité n'existait pas auparavant. On souhaite évaluer quelles seront les performances environnementales du nouveau produit. C'est également le cas de figure d'une démarche de reporting du système figé à un instant donné (passé ou présent),

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

pour un Produit (type EPD) ou pour une Entreprise (type GHG protocol ou autre reporting réglementé).

- à travers les interactions technologiques régies par des conditions contractuelles (ACV décisionnelle).

Par exemple, l'état Luxembourgeois a comme objectif 10% de véhicules électriques particuliers à l'horizon T. Le système évalué est donc la flotte de véhicules électriques particuliers circulant au Luxembourg à l'instant T.

L'Etat subordonne les subventions pour l'achat d'un véhicule électrique, à l'achat de contrats d'électricité verte pour le rechargement. Cette décision est contractuelle. Ainsi pour l'évaluation des impacts environnementaux du système à l'instant T (et non pas des bénéfices ou inconvénients liés au changement des modes de transports actuels pour un scénario électrique à l'horizon T), on considère le mix électrique vert du fournisseur contractuel.

Une ACV attributionnelle aurait considéré le mix électrique moyen Luxembourgeois à l'instant T. Les activités d'arrière-plan liées à la production d'électricité verte peuvent également être représentées par des relations contractuelles, ou bien on peut s'appuyer sur les conditions moyennes du marché concerné.

Etant donné qu'on isole le système à un instant T (on n'évalue pas les changements entre l'instant présent et l'instant T), on ne considère pas les effets indirects éventuellement engendrés.

Ainsi pour l'évaluation des impacts environnementaux du système à l'instant T, la méthode est la même qu'en ALCA, à la différence près qu'on considèrera le mix électrique vert du fournisseur contractuel; et pas le mix moyen à l'instant T. Etant donné qu'on isole le système à un instant T, on ne considère pas les potentiels effets contractuels indirects.

Les exemples donnés ci-dessus peuvent également être repris: dans le cadre d'une directive réglementaire qui contraint le producteur à remplacer une substance X par une substance Y dans son produit; ou dans le cadre de la conception d'un produit répondant à un nouveau besoin (par exemple les détecteurs de fumée imposés par la législation).

La comparaison de deux status-quo dans les conditions énoncées à la section 7.2 peut amener à comparer deux ALCA, deux ACV décisionnelles ou une ALCA et une ACV décisionnelle.

Schmidt (2010) [30] pense que lorsque l'ACV réalisée est utilisée comme support à la décision, les approches ALCA et CLCA doivent être confrontées. La première présente moins d'incertitude du fait de l'évaluation des effets directement connectés au système étudié, mais comporte des angles morts. Il voit la CLCA plus complète mais moins certaine.

*[Certains experts pensent que du point de vue méthodologique il faut faire la distinction dès le début de l'étude sur l'approche ACV qui sera adoptée, d'autres pensent que la distinction n'est pas forcément utile, le plus important étant de bien définir le « goal and scope » afin de répondre à la question de départ. Néanmoins en fin de projet savoir différencier les résultats obtenus à partir de l'approche attributionnelle de ceux obtenus par la conséquentielle semble important, notamment pour identifier les incertitudes liées aux données et aux résultats. Un expert pense que la distinction est peut-être utile aujourd'hui car l'approche CLCA n'est pas assez mature mais si elle devient à terme une méthode, la distinction ne sera plus si évidente.]*

Weidema (2003) [12] estime que l'ALCA tend à déterminer les limites du système normatif, au lieu de fonder les limites du système sur le lien de cause à effet reflétant le comportement réel du système.

*[Certains experts interrogés concordent avec ce point de vue, d'autres pensent que les limites du système sont définies en fonction des objectifs de l'étude, si une ALCA suffit pour y répondre, cela ne constitue pas une limite normative. Pour d'autres l'approche attributionnelle apporte une perspective*

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

*incrémentale qui permet la comparaison et est normative dans ce sens. L'approche conséquentielle définit un contexte où l'on essaie de répondre à une question plus globale.]*

*[Plusieurs experts concordent sur le fait que le changement d'un système ne peut être étudié sans d'abord connaître sa situation actuelle. Il faut néanmoins faire attention à la question posée à l'origine des deux études. Si on estime que les limites de l'approche ALCA sont atteintes et que l'étude ne permet pas de répondre à la question posée alors on peut passer à la conséquentielle.]*

Indépendamment du secteur, on observe dans les études ayant fait l'objet de la revue un point de vue commun concernant l'interprétation des résultats. Pour une étude ALCA et CLCA l'interprétation présente des points de divergence et/ou une complémentarité, du fait de l'approche différente adoptée pour la construction du modèle liée aux objectifs de départ, impliquant une portée des résultats et des conclusions différentes. Brander et al (2008) [14] met en garde sur le fait que la combinaison de l'approche ALCA et CLCA peut conduire à des résultats qui ne seront adaptés ni aux fins normales d'une ACV (comparaison de produits, amélioration de la chaîne de fournisseurs, comptabilisation carbone, ...), ni au degré de précision nécessaire pour l'analyse intervenant en support des politiques mises en place.

*[Plusieurs experts s'accordent à dire que ALCA et CLCA sont complémentaires plutôt que comparables car la question à l'origine de l'étude n'est pas la même. Concernant la combinaison des deux approches, si elle permet de mieux répondre à la question d'origine, elle est indispensable. C'est au praticien de faire les choix méthodologiques permettant de tirer des conclusions. D'autres expliquent que leur combinaison ne ferait qu'accroître le risque de confusion. Certains experts pensent qu'il faudrait établir des règles méthodologiques ou des recommandations pour le couplage de modèles de différents types (par exemple modèle macro-économique et modèle ACV). D'autres pointent le manque de guidelines pour appliquer la méthode, malgré les travaux de Weidema qui mériteraient d'être complétés. Plusieurs travaux sont néanmoins en cours. ]*

*[Un expert pense que la comparaison d'une étude menée pour un même système en ALCA et en CLCA présenterait un intérêt pour observer les différences méthodologiques, mais pas pour comparer les résultats. D'autres pensent que les résultats ALCA et CLCA seraient comparables dans le cas où l'UF et la définition du système sont exactement les mêmes. On peut potentiellement retrouver les mêmes résultats en ALCA et CLCA, par exemple, dans le cas où on considère un petit volume de produit sur un marché, sans contrainte et pour un cycle de vie court, il y aura très peu d'effets induits et de ce fait on n'aura pas de différence entre un ALCI et CLCI.]*

Néanmoins les deux approches peuvent conduire à l'identification sensiblement similaire des principaux processus contribuant aux impacts environnementaux (Thomassen et al. (2008) [32] et Liptow et al. (2012) [36]).

*[Certains des experts concordent avec le fait que les principaux contributeurs identifiés en ALCA et CLCA soient les mêmes, le fait d'élargir le système dans le temps et l'espace (CLCA) est sensé être plus juste car plus proche de la réalité.]*

Les approches ALCA et CLCA ne permettent pas de répondre aux mêmes questions de départ. L'approche ALCA permet d'évaluer les impacts directs dans une situation de status-quo. L'approche CLCA permet d'évaluer les impacts directs (et le cas échéant indirects) liés aux conséquences (effets) de l'évolution du système entre deux status-quo à t0 et t0+n.

Les types de processus inclus dans le système et les données d'inventaire associées constituent la principale source de différenciation entre ALCA et CLCA. En ALCA tous les processus décrivant le fonctionnement moyen du système à un instant donné sont inclus. Le CLCA comprend tous les processus affectés par une décision et les actions associées, sur une période donnée. Les processus

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

n'étant pas affectés par la décision ne sont pas inclus, même s'ils contribuent au cycle de vie du produit concerné. On comprend donc que l'approche pour la délimitation du système doit prendre en compte des paramètres différents : les processus affectés sont fonction des mécanismes de marché, des mécanismes politiques et sociaux dans le contexte spatio-temporel défini. On peut donc recourir à des modèles économiques et/ou sociaux pour les identifier. L'inventaire des processus affectés doit refléter au mieux l'état des technologies sur la période d'évaluation du changement. Autant que possible on adoptera une approche dynamique de l'évolution des processus affectés sur la période donnée. En CLCA, du fait de l'incertitude liée à la modélisation des processus affectés, il est fortement recommandé d'établir plusieurs scénarios possibles.

Hormis la différence à faire entre les processus à inclure dans le système, les principes de la construction du modèle restent sensiblement les mêmes en ALCA et CLCA. L'étape d'évaluation des impacts également, on utilisera les mêmes méthodes LCIA. L'interprétation des résultats sera différente puisqu'on ne souhaite pas répondre aux mêmes types de question avec une approche ALCA et CLCA.

Néanmoins les deux approches peuvent s'avérer complémentaires. Par exemple, dans le cas d'étude réalisé par le CRP Henri Tudor pour le compte de l'ADEME, afin de supporter le processus de décision stratégique concernant les futures filières de traitement et valorisation du gisement de Panneaux Particules en fin de vie, le status-quo de départ (2009) a été évalué par une approche ALCA. Cette évaluation reflète les performances environnementales du fonctionnement du système de traitement, pour un volume égal au gisement total de PAP disponible pour l'année 2009 en France.

De même le support à la décision s'étant basé sur une projection du système de gestion des PAP en fin de vie à l'horizon 2020 ; les trois status-quo à la fin de l'horizon temporel choisi (2020) ont été évalués par une approche ALCA (chacun des trois status-quo reflète le système résultant de chaque scénario caractérisant le changement, défini à la section 6.4).

L'approche CLCA a permis d'évaluer les conséquences (effets) directes et indirectes induites par le changement de mode de gestion pendant la période de transition : entre 2009 et 2020. L'approche CLCA a permis de compléter les conclusions tirées de l'évaluation des deux status-quo.

Il est à souligner que les deux status-quo 2009 et 2020 ne sont pas comparables, en grande partie car les volumes de PAP en fin de vie ne sont pas égaux en 2009 et en 2020 (volume estimé selon les prédictions de vente du marché).

Brander et al (2009) [14] considère que l'approche CLCA est moins bien définie que l'approche ALCA du point de vue méthodologique, et peut ainsi permettre un plus grand degré d'interprétation, qui peut de fait être utilisé pour soutenir des points de vue différents.

*[Le panel d'experts ACV a été interrogé sur la compatibilité de l'approche CLCA avec le standard ISO14040-44. Les avis sont partagés. Tandis que plusieurs pensent que l'approche est compatible car le standard est assez flexible pour permettre de travailler en CLCA ; une personne pense que l'approche CLCA est incompatible, du fait du manque de transparence des données d'inventaire considérées et des choix faits pour construire le(s) scénario(s). De plus les analyses de sensibilité recommandées par la norme ISO risquent d'être effacées avec une approche conséquentielle. D'autres pensent que le standard devrait être adapté pour la pratique de la CLCA.]*

*[Un axe important de recherche porte sur la manière correcte de communiquer les résultats CLCA aux utilisateurs finaux, en tenant compte des incertitudes associées. Le praticien doit comprendre les limites de simplification du modèle, et doit mener une étude aussi complète que possible en restant transparent sur les hypothèses réalisées et les jugements de valeur ayant permis d'établir les scénarios étudiés. Les preneurs de décisions doivent être conscients de la complexité afin de faire une bonne utilisation des résultats dont ils disposent.]*

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

## 8.2 Les limites de l'approche CLCA par rapport à l'approche ALCA

De manière générale, les études font état de l'incertitude liée à la formulation d'hypothèses importantes à l'origine des scénarios et à la modélisation des conséquences pour le système élargi. L'impact sur l'incertitude est plus ou moins conséquent en fonction de l'échelle spatiale et temporelle considérée (Kloverpris et al. (2010) [19]). L'incertitude est néanmoins difficilement quantifiable.

Par exemple Eriksson et al (2007) [46] met en avant la criticité de l'étude quant à la sensibilité des résultats par rapport aux scénarios, qui sont bâtis sur des hypothèses relatives au système de gestion globale des déchets et l'établissement d'un mix marginal, amenant une certaine incertitude. La comparaison des résultats passe quasiment d'un extrême à l'autre selon si on considère que l'incinération des déchets remplace leur recyclage où leur enfouissement, au bénéfice ou au détriment de la biomasse et du gaz naturel.

Comme en ALCA, l'analyse de sensibilité et d'incertitude doivent permettre de renforcer l'interprétation de résultats de la CLCA.

Plusieurs auteurs (principalement pour le secteur de l'agriculture, mais on peut généraliser indépendamment de l'application sectorielle) font également état des incertitudes liées au caractère subjectif de l'identification des ressources/procédés/technologies marginaux. L'identification des points les plus critiques a été réalisée dans les synthèses sectorielles.

Pour la plupart des secteurs d'activité, plusieurs auteurs font référence à la problématique de la disponibilité des données d'inventaire, telles que :

- l'identification des corrélations entre ressources/procédés/technologies marginaux affectés.
- le volume de produits ou co-produits affectés par le changement. Supposer qu'ils sont affectés proportionnellement à leur volume actuel sur le marché n'est pas la bonne solution.
- l'élasticité des prix.

Les nombreuses sources de données nécessaires à la CLCA sont souvent mal comprises et mal documentées, ce qui conduit à de fortes incertitudes. Cela peut aller jusqu'à remettre en cause l'applicabilité de la méthode CLCA, du fait du manque de données et de son niveau de complexité (Sanchez et al. (2012) [27] ; Ma et al (2012) [49]).

*[Un expert interrogé pense également que la CLCA est une approche, et elle n'est pas encore assez stabilisée pour être utilisée en tant que méthode. Elle nécessite des travaux de recherche importants. Pour un autre expert les données relatives aux technologies marginales sont a priori disponibles, il faut savoir comment identifier les technologies, c'est à dire savoir ce que nous recherchons.]*

Concernant les catégories d'impacts à considérer en CLCA, dans plusieurs études on observe une seule catégorie d'impact considérée, souvent la plus significative. Certains auteurs sont critiques car (comme en ALCA) considérer d'autres catégories permet de compléter ou confirmer les conclusions.

*[Plusieurs experts interrogés pensent que les catégories d'impacts pertinentes en CLCA restent les mêmes qu'en ALCA. Pour d'autres des catégories deviendraient potentiellement pertinentes du fait du système élargi, par exemple l'affectation des sols, ou les impacts sur la biodiversité et les ressources.]*

## 9 Conclusions

### 9.1 Principaux résultats méthodologiques issus de la synthèse

La présente étude a permis de mettre en avant que la pratique ACV se décline en trois approches prédominantes, chacune d'entre elles permettant de répondre à différentes catégories de questions dans un contexte technique, économique, politique et social, spécifique au système étudié :

- **ACV attributionnelle ou ALCA : elle permet d'étudier un système technologique à un instant T figé dans le temps, c'est-à-dire le système en état de status-quo.**

Le système peut être un produit/procédé/service ou une production/consommation, à l'échelle micro, meso ou macrosystémique.

L'instant T peut être passé, présent ou futur et dépend de l'UF. L'instant peut donc durer par exemple 1s, 1h, 1 jour ou 1 année en fonction de l'UF établie. L'instant T est un instant "virtuel" et représente les interactions caractéristiques du fonctionnement moyen du système. Par exemple la durée de production moyenne d'une UF d'un produit, obtenue à partir des données de production pour une année. L'analyse permet d'identifier les points critiques du système technologique figé à l'instant T considéré.

L'approche ALCA est applicable dans le cadre de toute démarche de conception, ou de développement de produit, dans le cadre de comparaison de produits (par exemple démarche d'éco-conception ou de benchmarking), en support à une décision et/ou au reporting.

- **ACV décisionnelle : elle permet d'étudier un système technologique à un instant T figé dans le temps, c'est-à-dire le système en état de status-quo, dont certaines activités sont affectées par une ou plusieurs décisions contractuelles. On admet que la décision contractuelle est déjà entrée en vigueur et on évalue le fonctionnement du système reflétant la considération des exigences contractuelles (déjà réalisées, dont les conséquences ne sont pas évaluées par l'ACV).**

Le système peut être un produit/procédé/service ou une production/consommation, à l'échelle micro, meso ou macrosystémique.

L'instant T peut être passé, présent ou futur et dépend de l'UF. Il peut donc durer par exemple 1s, 1h, 1 jour ou 1 année en fonction de l'UF établie. L'instant T représente dans ce cas un instant précis sur la ligne temporelle: par exemple la durée de production d'une UF d'un produit, pendant la journée ou la nuit; une année de consommation d'une nation, etc.

Le status-quo est une représentation du fonctionnement du système technologique considéré à l'instant T à travers les interactions technologiques régies par des conditions contractuelles. Certaines interactions technologiques seront néanmoins considérées à travers les conditions moyennes de fonctionnement si elles ne sont pas influencées par une décision contractuelle. L'étendue des relations contractuelles reflète la sphère d'influence du décideur.

L'approche ACV décisionnelle est applicable dans le cadre de toute démarche de conception, ou de développement de produit, dans le cadre de comparaison de produits (par exemple démarche d'éco-conception ou de benchmarking), en support à une décision ou en support à la communication et/ou au reporting.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

- **ACV conséquentielle ou CLCA : L'évaluation vise à supporter une décision stratégique et l'évaluation porte sur les conséquences d'une ou plusieurs actions résultant d'une décision stratégique et/ou politique. Approche "micro-meso-macro-systémique".**

Le changement subi par le système à un instant T donné (passé, présent ou futur) induit une évolution du système, en fonction de mécanismes technologiques, économiques, sociaux, etc.

Le changement résulte de la décision et des actions associées. On souhaite évaluer les conséquences du changement à l'horizon d'un instant T+n (présent si T est passé; futur si T est présent ou futur); c'est à dire pendant la période située entre T et T+n. La décision stratégique peut être d'ordre politique, industrielle, elle peut aussi refléter le comportement des consommateurs et intervient à l'échelle meso ou macro-systémique. Autrement dit on considère des volumes significatifs à l'échelle du marché considéré.

Les conséquences directement induites par le changement sont évaluées; ainsi que les conséquences indirectes résultant des mécanismes de marché (mais aussi sociaux, technologiques ou autre) en réaction à une variation de l'offre et de la demande, induite par le changement. L'évaluation des conséquences repose sur la définition du type d'actions mises en œuvre, de l'horizon temporel (T0+n), du contexte spatial et de l'ampleur du changement. Ces quatre paramètres sont prédominants pour conduire une étude fiable et pertinente par rapport à la question posée.

On distingue trois types d'effets indirects :

- lorsque le changement est subi par un système contraint, qui doit ainsi s'adapter à la nouvelle demande dérivant du changement (par exemple à travers un changement de sa capacité de production ou un changement des relations client-fournisseur)
- lorsque le changement subi par le produit principal du système induit la variation des quantités disponibles sur le marché des co-produits issus des processus multifonctionnels du système. Cela engendre une chaîne de conséquences indirectes, car pas directement liées au produit principal.
- lorsqu'une demande de produits ou procédés apparaît suite au changement subi par le système (nouvelle demande induite par le changement).

## **9.2 L'arbre de décision comme outil de support aux choix de l'approche d'ACV la plus pertinente**

L'approche d'ACV doit être adaptée en fonction des objectifs spécifiques de son application, et du contexte relatif au système étudié. L'arbre de décision élaboré dans le cadre de cette étude (D 3.1.) permet à partir de la question initiale, d'identifier d'une part quelle sera l'approche ACV la plus adaptée pour répondre à la question et d'autre part d'affiner la question posée

L'arbre a donc pour but de renforcer la phase préparatoire d'une étude ACV, de manière à ce que les résultats qui seront obtenus répondent davantage aux attentes industrielles et/ou politiques. Il guide son utilisateur à travers différents verrous successifs. La résolution d'un verrou le conduit vers le verrou suivant jusqu'à ce que l'approche adéquate soit identifiée :

- A partir de la question de départ, le système étudié doit être identifié.
  - Le premier verrou à résoudre intervient : souhaite-t-on étudier le système en situation de status-quo ? Autrement dit, dans quel contexte l'étude est-elle réalisée :
    - (1) support à une décision stratégique
    - (2) support au développement d'un produit nouveau ou existant
    - (3) communication environnementale, benchmarking
- On répondra OUI à la question du 1<sup>er</sup> verrou dans le cas où l'on souhaite réaliser une analyse strictement descriptive des performances environnementales du système, ou bien si les résultats doivent intervenir en amont d'une prise de décision.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

- Selon si le système est composé uniquement par des activités caractérisées par les conditions de fonctionnement moyennes sur le marché spécifique, ou s'il est en partie (ou totalement) régi par des conditions contractuelles, l'arbre renvoie à une approche ACV attributionnelle ou décisionnelle.
- On répondra NON à la question du 1<sup>er</sup> verrou dans le cas où l'on souhaite évaluer un changement, c'est-à-dire les conséquences d'une ou plusieurs actions résultant d'une décision. La décision et les actions associées interviennent à un instant T (passé, présent ou futur), on souhaite évaluer ses conséquences à l'horizon d'un instant T+n (présent si T est passé; futur si T est présent ou futur); c'est à dire pendant la période située entre T et T+n.

*Note : Dans le cas où l'on souhaite évaluer d'une part les conséquences du changement subi par le système entre T et T+n, et d'autre part le système en situation de status-quo avant (à l'instant T) et/ou après (à l'instant T+n) la période du changement (n) ; la réponse à la question est à la fois OUI (pour l'évaluation du ou des deux status-quo) et NON (pour l'évaluation des conséquences).*

- Si la réponse au 1<sup>er</sup> verrou est NON, on passe au second verrou méthodologique à résoudre : la délimitation du système. En effet, certaines caractéristiques du système sont primordiales pour conduire une étude fiable et pertinente par rapport à la question posée et vont donc influencer sur le choix de l'approche ACV à adopter : le type d'action mise en œuvre, l'horizon temporel, le contexte spatial et l'ampleur du changement.
- Une fois le système délimité, on est en mesure d'estimer l'ampleur des conséquences. Le changement induit une évolution du système en fonction des mécanismes du marché (tout type de mécanismes: technologiques, économiques, sociaux, etc.), potentiellement visible au niveau de la fonctionnalité du système et/ou au niveau des technologies, avec l'apparition potentielle de nouvelles technologies, en plus de l'évolution des technologies moyennes.
- Si ni la fonctionnalité du système, ni les technologies d'usage (l'environnement technologique) n'évoluent entre T et T+n, le système ne subit aucune contrainte de marché. Dans ce cas on n'observe pas de conséquences indirectes entre T et T+n. A T+n, on observe uniquement les effets directs du changement suite à la décision prise à l'instant T. Ils correspondent au différentiel observé entre le status-quo du système à T et à T+n. Dans ces conditions et uniquement dans ces conditions, les deux status-quo à T et T+n peuvent être comparés. Dans ce cas l'arbre renvoie vers l'approche ALCA et/ou l'ACV décisionnelle pour l'évaluation des deux status-quo.
- Si la fonctionnalité du système et/ou les technologies évoluent entre T et T+n, les status-quo ne sont plus comparables directement. Il faut évaluer les effets directs et indirects induits par le changement subi par le système. On aborde à ce stade de progression de l'arbre une approche CLCA pour la modélisation du changement opérant sur une période donnée.

Le dernier verrou méthodologique consiste alors à identifier le caractère contraint ou non du système, en fonction de l'ampleur des conséquences. Ces deux aspects sont sensibles pour le choix de l'approche de modélisation la plus adaptée au cas d'étude considéré.

### **9.3 Perspectives : réponses aux questions des experts interviewés**

Lors des entretiens individuels avec les experts ACV, des questions ouvertes ont pu être identifiées quant à l'approche CLCA. Les éléments développés dans le cadre de cette étude et en particulier l'arbre de décision décrit ci-dessus permettent d'y répondre :

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

1. *L'approche CLCA est pertinente dans le cas où le système d'arrière-plan est affecté de manière contrainte. Si le changement a lieu dans un contexte non contraint (du fait de l'échelle micro/macro ou des technologies), la pertinence de la CLCA reste-t-elle discutable ?*

On considère que l'approche CLCA est pertinente dès lors qu'on étudie les conséquences d'un changement subi par le système, que celles-ci soient directes ou indirectes. Comme cité plus haut, les effets indirects sont fonction de l'ampleur du changement et peuvent être liés à une contrainte, aux co-produits issus de processus multifonctionnels, ou à l'apparition d'une nouvelle demande de produits ou processus induite par le changement. Dans le cas où le système est non contraint, on peut tout de même se trouver en présence d'effets indirects, dont l'évaluation passe par une modélisation conséquentielle.

2. *L'approche marginale est-elle une prérogative à la CLCA ou bien est-ce aussi possible en ALCA? Les outils de modélisation et les bases de données peuvent-ils être les mêmes en ALCA et en CLCA?*

La notion de marginalité est systématiquement liée à la notion de changement ou d'évolution du système. Ainsi lors de la modélisation CLCA, une technologie marginale ou non est une activité (processus unitaire) affectée par des variations (hausse ou réduction) de la production/consommation/traitement étudié(e). Le caractère marginal ou non est fonction de l'ampleur de la variation (du changement).

L'approche ALCA permet l'évaluation d'un status-quo, la notion d'évaluation d'un changement n'intervient pas, on considèrera uniquement des technologies moyennes.

3. *Le fait de considérer la période intermédiaire entre une situation A évoluant vers une situation B représente-t-il une approche conséquentielle? (En tout cas ce n'est pas non plus de l'attributif).*

Les développements de cette étude permettent de conclure que l'approche conséquentielle a pour objectif d'évaluer les conséquences d'un changement subi par le système. Le changement est provoqué par les actions mises en place suite à la prise d'une décision pour un système méso ou macro. Le changement intervient sur une période comprise entre T (système avant le changement) et T+n (système après changement).

4. *Quelle est la définition associée à un marché contraint? En effet cela peut concerner les prix du marché, la production, les imports/exports... Les contraintes peuvent également être politiques, normatives, culturelles...*

La notion de contrainte considérée en CLCA peut effectivement avoir plusieurs origines. Son existence et son ampleur sont corrélées aux mécanismes de marché (fluctuation des prix, contraintes de production, import/export), aux mécanismes politiques et dans certains cas culturels.

5. *Concernant la modélisation des systèmes (liée à la norme ISO14040-44): dès lors qu'on procède à une expansion de système, bascule-t-on vers une approche CLCA ? et vice versa.*

En CLCA, le principe de la substitution - à ne pas confondre avec l'« expansion du système » - est l'approche de base à utiliser pour la délimitation d'un système modélisé en CLCA, impliquant l'élargissement des frontières du système, et est intrinsèquement liés à la notion de changement. Ainsi le problème de l'allocation des co-produits ne se pose pas, car l'objectif n'est pas d'évaluer un status-quo, en attribuant à un produit spécifique la part d'impact environnemental dont il est responsable. Dans l'approche CLCA, les effets des co-produits sur le système élargi (en termes de

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

remplacement de produits concurrents sur les marchés) seront évalués en fonction du changement étudié.

Comme précisé en section 5 dans la définition de « système multifonctionnel », en ALCA et en ACV décisionnelle, la multifonctionnalité (par exemple liée aux co-produits) est résolue par une description plus détaillée du système, par une approche d'allocation ou par l'expansion du système (aussi connue sous le terme impropre « méthode des impacts évités »).

La différence conceptuelle entre « expansion du système » et « principe de remplacement/impacts évités » est importante. La première approche vise à éliminer artificiellement les co-produits en approximant leur part d'impacts environnementaux (formellement inconnue) avec la valeur d'impacts environnementaux d'un système conventionnel délivrant les mêmes co-produits.

Le principe de substitution adopte formellement une perspective conséquentielle, en évaluant les impacts évités (ou engendrés) par les substitutions entre produits qui peuvent réellement se produire sur les marchés.

Du point de vue pratique, les résultats obtenus par les deux approches peuvent dans certains cas être les mêmes, mais du point de vue conceptuel leur signification est radicalement différente.

*6. Il y a un besoin de clarification des définitions au sein de la communauté ACV pour une meilleure préconisation des approches. Le terme conséquentiel devrait peut-être être mieux défini. Parfois l'approche est utilisée sans le savoir. On peut également se demander si une ACV classique, avec des aspects prospectifs est une approche CLCA? (A priori non car on ne regarde pas les conséquences de l'évolution d'un système, seulement l'évolution du système.)*

Se référer aux réponses précédentes.

*7. Comment choisir l'horizon sur lequel la projection doit se faire. Cela dépend toujours de la décision politique en jeu, mais par exemple dans le cas d'un système ou l'effet de serre sera l'élément prédominant, doit-on choisir de se projeter à 100 ans ou 500 ans ?*

Pour définir l'horizon temporel il faut définir la période, à court, moyen ou long terme, sur laquelle on souhaite évaluer les conséquences des actions mises en place. La fin de la période ainsi définie constitue l'horizon temporel qui sera utilisé comme repère pour mener l'étude.

La définition de l'horizon temporel est fonction de la nature de la question à l'origine de l'étude, du type de changement et de son ampleur, du contexte spatial.

*8. On n'est pas sûrs de prendre en compte correctement les effets indirects avec une approche CLCA. Il faut plutôt se tourner vers le MFA pour faire des bilans de flux à grande échelle, qui viendrait en appui à la CLCA.*

Un modèle CLCI doit se situer au plus proche de la réalité économique, technologique, politique, démographique, etc. Si la mise en place d'une politique ou d'une décision implique plusieurs chocs corrélés, i.e. variations successives ou parallèles de plusieurs paramètres, l'étude doit les considérer, donnant ainsi une vision complète du système; bien que cela puisse induire davantage d'incertitude lors de l'interprétation des résultats.

La modélisation des effets indirects peut se faire par le biais de scénarios possibles, reflétant les interactions macroscopiques du système technologique avec le système politico-économique, voir social dans lequel il évolue, en fonction du contexte spatio-temporel considéré (cf. §4.2.). Etant donné que le système est projeté dans le futur, étudier plusieurs scénarios réalistes accroît généralement la pertinence de l'étude.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Les scénarios sont construits sur la base de l'expérience et les compétences du praticien et/ou par des approches de modélisation plus ou moins complexes, le plus souvent par des modèles économiques et/ou sociaux. Les approches opérationnelles de définition des scénarios dépendent néanmoins des spécificités du secteur considéré.

9. *Dans le cas où les effets indirects sont pris en compte, est-ce que l'approche ALCA est bonne ou non, est-ce qu'on arrive au même type de résultats qu'avec une CLCA ou bien faudrait-il prohiber l'ACV attributionnelle pour ce type de cas?*

Considérons un système en situation de status-quo à l'instant T. A partir de l'instant T, le système subi un (ou plusieurs) changement. T et T+n peuvent être respectivement passé-passé; passé-présent; présent-futur; futur-futur.

La comparaison des deux status-quo à T et T+n est possible via l'approche ALCA, uniquement si les trois conditions suivantes sont respectées :

- le système est non contraint,
- l'UF du système étudié n'évolue pas au fil du temps
- les technologies moyennes ne changent pas sensiblement de t0 à t0+n.

Si l'une de ces conditions n'est pas respectée :

- L'approche ALCA est pertinente pour étudier les impacts environnementaux liés au fonctionnement du système dans les deux situations de status-quo à t0 et à t0+n. Dans ce cas les deux status-quo ne sont pas comparables, ils constituent les deux bornes du contexte temporel du système, et il peut être intéressant de les considérer dans l'étude.
- L'approche CLCA permettra alors l'évaluation des conséquences du (ou des) choc subi par le système sur la période comprise entre T et T+n : entre les deux status-quo. Le système évolue progressivement sur cette période (en termes de contrainte partielle ou totale, et/ou en termes de volume étudié, et/ou en termes d'évolution des technologies). Il est donc indispensable de considérer cette évolution progressive, à travers une approche dynamique du système. L'approche statique s'avère exacte uniquement dans le cas où les deux status-quo sont comparables.

10. *Comment rendre compte des résultats CLCA et de l'approche dynamique? Quels sont les outils qui le permettent ? Il faut clarifier comment présenter les résultats CLCA, de manière à comprendre les différences et les enjeux des deux approches, et pouvoir faire des comparaisons.*

Voir réponse 9.

L'approche dynamique permet de représenter l'évolution spécifique du système au cours du temps. Ainsi les impacts associés au système sont évalués à travers la considération de séries temporelles. Les séries temporelles représentent une suite d'observations du système, indexées par le temps. Elles peuvent être discrètes ou continues. Ainsi on parlera de série temporelle discrète lorsque des paliers temporels intermédiaires sont fixés sur la période sur laquelle l'évolution du système est étudiée (flèches bleues sur la

Figure 9). Dans ce cas on suppose implicitement que le système est statique entre deux paliers, on a donc une analyse moins détaillée de l'évolution temporelle qu'avec des séries temporelles continues (courbe rose sur la

Figure 9), néanmoins l'approche dynamique continue requiert une modélisation plus complexe du système.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

11. *Quels sont les développements de l'ACV conséquentielle attendus afin de rendre la méthode davantage opérationnelle ? Quelles améliorations à apporter aux normes de la série ISO 14040 seraient pertinentes ?*

Sur la base des résultats de la présente étude, nous formulons les recommandations suivantes :

- lors des prochaines révisions des normes de la série ISO 14040, il sera judicieux d'intégrer un certain nombre d'éléments méthodologiques et de lignes de conduites propres à l'approche conséquentielle, en particulier ceux mis en évidence dans le **Tableau 1** lors de la comparaison avec l'approche attributionnelle. Bien que le retour d'experts n'ait pas permis de dégager un avis consensuel concernant l'adéquation actuelle entre l'approche conséquentielle et les normes, nous sommes d'avis qu'il n'y a pas actuellement de points conflictuels entre les deux. Néanmoins, il serait nécessaire de compléter les normes par des recommandations concernant en particulier les objectifs de l'étude (la notion de « changement »), la prise en compte des effets indirects, les différentes approches de modélisation de l'inventaire et finalement les modalités de définition et collecte des données « marginales ».
- une phase de « test », comprenant l'application des différentes approches méthodologiques à l'ACV conséquentielle sur un nombre restreint de cas d'étude très pertinents (comprenant des politiques publiques et industrielles), pourrait renseigner sur les limites, les besoins de développement et contribuer, à moyen terme, à la rédaction d'un guide de « bonnes pratiques ». Une telle démarche requiert l'implication et l'élan des institutions publiques, sur le modèle du « Product Environmental Footprint » initiés par les institutions européennes
- la communauté scientifique internationale de l'ACV devrait se concentrer sur la combinaison intelligente des différentes approches d'ACV (pour adresser *ad hoc* une question donnée) au lieu de conserver (et dans certains cas promouvoir) une segmentation des approches, qui les rend concurrents et empêche un développement efficace et profitable pour tous.

## Références

SCORELCA - Etude A2012\_01

D1.2. : Etat de l'art bibliographique des études

- [1] Guiton, M., Benetto, E., 2012. Synthèse de la revue bibliographique sur l'approche conséquentielle – secteur de l'agriculture. SCORELCA - Etude A2012\_01.
- [2] Guiton, M., Benetto, E., 2012. Synthèse de la revue bibliographique sur l'approche conséquentielle – secteur de la production énergétique. SCORELCA - Etude A2012\_01.
- [3] Guiton, M., Benetto, E., 2012. Synthèse de la revue bibliographique sur l'approche conséquentielle – secteur de la construction et du bâtiment. SCORELCA - Etude A2012\_01.
- [4] Igos, E., Benetto, E., 2012. Synthèse de la revue bibliographique sur l'approche conséquentielle – secteur de la mobilité. SCORELCA - Etude A2012\_01.
- [5] Igos, E., Benetto, E., 2012. Synthèse de la revue bibliographique sur l'approche conséquentielle – secteur de la gestion des déchets. SCORELCA - Etude A2012\_01.
- [6] Igos, E., Benetto, E., 2012. Synthèse de la revue bibliographique sur l'approche conséquentielle – secteur de la gestion de l'eau. SCORELCA - Etude A2012\_01.

D1.3 : Document statuant sur les positions par rapport à l'ACV conséquentielle à partir des entrevues avec les experts

- [7] Guiton, M., Benetto, E., 2013. Consolidation des prises de position sur l'approche conséquentielle par vingt experts ACV, sa méthodologie et sa mise en pratique. SCORELCA - Etude A2012\_01.

### Références bibliographiques

#### Générales

- [8] European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010
- [9] Huijbregts M.A.J., Hellweg S., Hertwich E. Average Damage Functions Are Not Emission-Rated Distance to Targets. [dx.doi.org/10.1021/es204049x](https://doi.org/10.1021/es204049x)
- [10] UNEP/SETAC. Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases. Shonan Guidance Principles. 2011.
- [11] Zamagni, A., Guinée, J., Heijungs, R., Masoni, P., Raggi, A. 2012. Lights and shadows in consequential LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17:904–918.
- [12] Weidema, B P. 2003. Market information in life cycle assessment. Copenhagen: Danish Environmental Protection Agency. (Environmental Project no. 863).
- [13] Weidema, B.P., Ekvall, T., Heijungs, R. 2009. Guidelines for applications of deepened and broadened LCA. Deliverable D18 of work package 5 of the CALCAS project.

#### Secteur de l'Agriculture

- [14] Brander, M., Tipper, R., Hutchison, C., Davis, G., 2008. Technical Paper. Consequential and attributional approaches to LCA: a guide to policy makers with specific reference to greenhouse gas LCA of biofuels. Ecometrica Press.
- [15] Cherubini, F., Strømman, A.M., 2011. Review: Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges. *Bioresources Technology*, 102, 437-451.
- [16] Dalgaard R. et al., 2008. LCA of Soybean Meal. *Int J LCA* 13 (3) 240 – 254.
- [17] De Vries, M., de Boer, I.J.M., 2010. Review: Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128, 1-11.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

- [18] Kløverpris J., Wenzel H., Nielsen P.H., 2008. Life Cycle Inventory Modelling of Land Use Induced by Crop Consumption. Part 1: Conceptual Analysis and Methodological Proposal. *Int J LCA* 13(1): 13 – 21.
- [19] Kløverpris J., Baltzer K., Nielsen P.H., 2010. Life Cycle Inventory Modelling of Land Use Induced by Crop Consumption. Part 2: Example of wheat consumption in Brazil, China, Denmark and the USA. *Int J Life Cycle Assess* 15:90–103.
- [20] Kloeverpris, J.M., Mueller, S., 2012. Baseline time accounting: Considering global land use dynamics when estimating the climate impact of indirect land use change caused by biofuels. *Int. J. Life Cycle Ass.* Doi= 10.1007/s11367-012-0488-6.
- [21] Marvuglia, A., Benetto, E., Rege, S., Jury, C., 2013. Modelling approaches for consequential Life Cycle Assessment (C-LCA) of bioenergy: critical review and proposed framework for biogas production. *Renewable Sustainable Energy Reviews*, In press.
- [22] Melamu, R., von Blottniz, H., 2011. 2<sup>nd</sup> generation biofuels a sure bet? A life cycle assessment of how things could go wrong. *J. Clean. Prod.* 19, 138-144.
- [23] Muñoz, I., Gómez, M.dM., Fernández-Alba, A.R., 2010. Life cycle assessment of biomass production in a Mediterranean greenhouse using different water sources: groundwater, treated wastewater and desalinated seawater. *Agr. Syst.* 103, 1-9.
- [24] Reinhard J., Zah R., 2009. Global environmental consequences of increased biodiesel consumption in Switzerland: consequential life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 17: S46–S56.
- [25] Reinhard J., Zah R., 2011. Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland. *Biomass and Bioenergy* 35: 2361-2373.
- [26] Rehl T., Lansche J., Müller J., 2012. Life cycle assessment of energy generation from biogas—Attributional vs. consequential approach. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16: 3766–3775.
- [27] Sánchez, S.T., Woods, J., Akhurst, M., Brander, M., O’Hare, M., Dawson, T.P., Edwards, R., Liska, A.J., Malpas, R., 2012. Accounting for indirect land-use change in the life cycle assessment of biofuel supply chains. *J. R. Soc. Interface*, 9, 1103-1119.
- [28] Schmidt J., 2008a. System delimitation in agricultural consequential LCA - Outline of methodology and illustrative case study of wheat in Denmark. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2008; 13(4):350–64.
- [29] Schmidt J.H., Weidema B.P. 2008b. Shift in the Marginal Supply of Vegetable Oil. *Int J LCA* 13(3): 235-239
- [30] Schmidt, J.H., 2010. Comparative life cycle assessment of rapeseed oil and palm oil. *Int. J. Life Cycle Ass.* 15, 183-197.
- [31] Thrane, M., 2006. LCA of Danish fish products. *Int. J. Life Cycle Ass.* 11, 66-74.
- [32] Thomassen, M.A., Dalgaard, R., Heijungs, R., de Boer, I., 2008. Attributional and consequential LCA of milk production. *Int. J. Life Cycle Ass.* 13, 339-349.
- [33] Vázquez-Rowe, I., Marvuglia, A., Rege, S., Benetto E., 2013. Applying C-LC to support energy policy in Luxembourg: land use change effects of bioenergy production. In press.
- [34] Wardenaar et al. 2012. Differences between LCA for analysis and LCA for policy: a case study on the consequences of allocation choices in bio-energy policies. *Int J Life Cycle Assess* 2012, 17: 1059-1067.

#### Secteur de la production énergétique

- [35] Frischknecht R., Stucki M., 2010. Scope-dependent modelling of electricity supply in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 15(8):806–816
- [36] Liptow C., Tillman A-M., 2012. A Comparative Life Cycle Assessment Study of Polyethylene Based on Sugarcane and Crude Oil. *Journal of Industrial Ecology* 16(3): 420-435.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

- [37] Mathiesen B., Münster M., Fruergaard T., 2009. Uncertainties related to the identification of the marginal energy technology in consequential life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production* 17 (2009) 1331–1338
- [38] Melamu R., von Blottnitz H., 2011. 2nd Generation biofuels a sure bet? A life cycle assessment of how things could go wrong. *Journal of Cleaner Production* 19 (2011) 138-144
- [39] Rehl T., Lansche J., Müller J., 2012. Life cycle assessment of energy generation from biogas—Attributional vs. consequential approach. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16 (2012) 3766–3775
- [40] Reinhard J., Zah R., 2009. Global environmental consequences of increased biodiesel consumption in Switzerland: consequential life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 17 (2009) S46–S56
- [41] Reinhard J., Zah R., 2011. Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland. *Biomass and Bioenergy* 35(2011) 2361-2373
- [42] Silalertruksa T., Gheewala S.H., Sagisaka M., 2009. Impacts of Thai bio-ethanol policy target on land use and greenhouse gas emissions. *Applied Energy* 86 (2009) S170–S177
- [43] Soimakallio S., Kiviluoma J., Saikku L., 2011. The complexity and challenges of determining GHG (greenhouse gas) emissions from grid electricity consumption and conservation in LCA (life cycle assessment) - A methodological review. *Energy* 36 (2011) 6705-6713
- [44] Wagner H.J., Baack C., Eickelkamp T., Epe A., Lohmann J., Troy S., 2011. Life cycle assessment of the offshore wind farm alpha ventus. *Energy* 36 (2011) 2459-2464
- [45] Wanga M.Q., Han J., Haq Z., Tyner W.E., Wu M., Elgowainy A., 2011. Energy and greenhouse gas emission effects of corn and cellulosic ethanol with technology improvements and land use changes, *Biomass and Bioenergy* 35(2011) 1885-1896

#### Secteur de la construction et du bâtiment

- [46] Eriksson O., Finnveden G., Ekvall T., Bjorklund A., 2007. Life cycle assessment of fuels for district heating: A comparison of waste incineration, biomass- and natural gas combustion, *Energy Policy* 35 (2007), p. 1346–1362
- [47] Herfray G., 2011. Contribution à l'évaluation des impacts environnementaux des quartiers, Thèse de l'Ecole des Mines de Paris, 2011, 331 pages, p. 181-234
- [48] Peuportier B et al., 2011. Deliverable D3.1 Building LCA good practice report, FP7-ENV-2007-1-LoRe-LCA-212531, 2011-12-15, p. 26-30.

#### Secteur de la mobilité

- [49] Ma et al., 2012. A new comparison between the life cycle greenhouse gas emissions of battery electric vehicles and internal combustion vehicles. *Energy Policy* 44: 160-173.
- [50] Querini F. and Benetto E. Definition and influence of functional unit in LCA of electric and plug-in hybrid vehicles applied to implantation scenarios. *Life Cycle Management (LCM 2011)*, 25-28 August 2013, Gothenburg, Sweden.
- [51] Stasinopoulos P., Compston P., Newell B., Jones H.M. 2012. A system dynamics approach in LCA to account for temporal effects – a consequential energy LCI of car body-in-whites

#### Secteur de la gestion des déchets

- [52] Ekvall T., Andrae A.S.G. 2006. Attributional and consequential environmental assessment of the shift to lead-free solders. *Int J LCA* 11 (5), 344-353.
- [53] Frees N. 2008. Crediting aluminium recycling in LCA by demand or by disposal. *Int J LCA* 13(3) 212-218.
- [54] Kua H. 2012. Attributional and consequential life cycle inventory assessment of recycling copper slag as building material in Singapore. *Transactions of the Institute of Measurement and Control*.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

[55] Lesage P., Ekvall T., Deschênes L., Samson R. 2007. Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models. Part I. Methodological approach. *Int J LCA* 12 (6), 391-398.

[56] Lesage P., Ekvall T., Deschênes L., Samson R. 2007. Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models. Part II. Case study. *Int J LCA* 12 (7), 497-513.

[57] Schmidt J. H., Holm P., Merrild A., Christensen P. 2007. Life cycle assessment of the waste hierarchy – A Danish case study on waste paper. *Waste management* 27, 1519-1530

[58] Turconi R., Butera S., Boldrin A., Grosso M., Rigamonti L., Astrup T. 2011. Life cycle assessment of waste incineration in Denmark and Italy using two LCA models. *Waste Management & Research* 29 (10), 78-90.

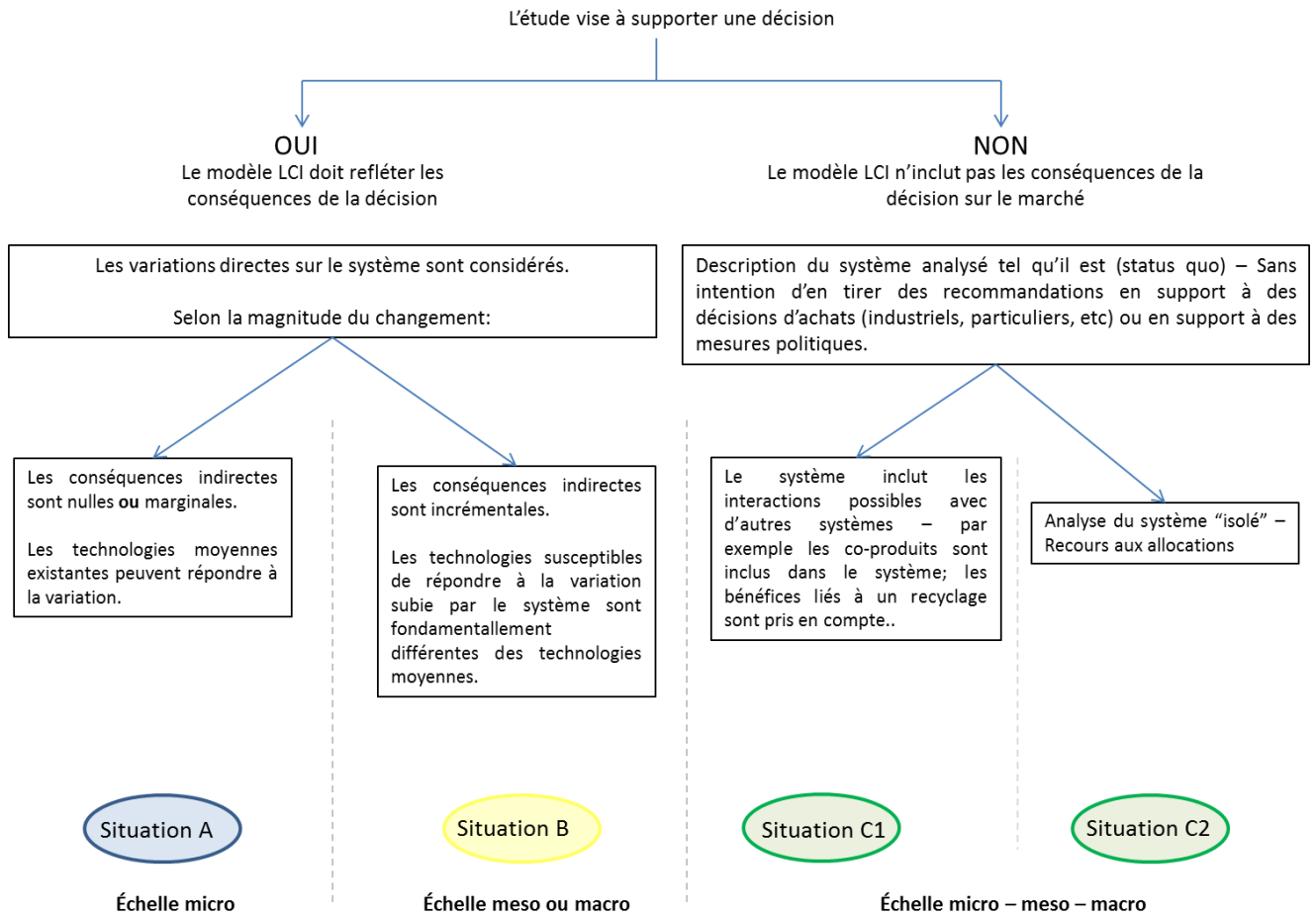
Secteur du traitement de l'eau

[59] Boulay A.M., Bulle C., Bayart J.B., Deschênes L., Margni M. 2011. Regional characterization of freshwater use in LCA: modeling direct impacts on human health. *Environmental Science & Technology* 45 (20), 8948-8957

[60] Boulay A.M., Bulle C., Bayart J.B., Deschênes L., Margni M. 2011. LCA characterization of freshwater use on human health and through compensation. *Towards Life Cycle Sustainability Management*. M. Finkbeiner (ed.), 193-204.

[61] Fernandez-Torres M.J., Randall D.G., Melamu R., von Blottnitz H. 2012. A comparative life cycle assessment of eutectic freeze crystallisation and evaporative crystallization for the treatment of saline wastewater. *Desalination* 306, 17-23.

## Annexe A: Classification ILCD des différents contextes décisionnels faisant appel à l'ACV



## **Annexe B : Synthèses de la revue bibliographique sectorielle sur l'approche conséquentielle – Délivrable D1.2.**

### **Secteur Agriculture**

#### *1. Contexte d'utilisation de l'approche conséquentielle*

Une revue de 18 articles significatifs pour l'approche CLCA dans le secteur de l'agriculture a été menée : 14 sont des études de cas, les autres articles portent sur les enjeux méthodologiques de l'approche CLCA dans le secteur de l'agriculture. L'évaluation des impacts liés au changement d'utilisation des terres est un aspect clé des modèles CLCA pour le secteur. En fonction de la (des) question(s) à l'origine de l'étude et du contexte de celle-ci, l'échelle temporelle varie (court terme: quelques années, moyen terme: 10 ans, ou long terme : 10 à 20 ans).

Près de la moitié des études de cas porte sur la thématique des bio-carburants. La revue faite par Cherubini et al (2011) confirme cette tendance en disant que 75% des études concernées utilisent l'approche conséquentielle pour traiter l'évaluation de la production des biocarburants, souvent comparée au système des énergies fossiles. L'approche CLCA est utilisée afin de répondre de manière appropriée aux besoins des décideurs politiques. Les questions à l'origine des études s'apparentent à la question générique suivante : *Quels sont les changements (en terme d'émissions totales des procédés et des flux de matières) dans le système étudié à la suite d'un changement marginal dans la production (et la consommation ou le disposal) d'un produit* (Brander et al, 2009)? Par exemple, quelles sont, à large échelle, les conséquences du développement de la production de biocarburants incité par la mise en place de politiques, au détriment des cultures traditionnelles ? Et quelles sont les conséquences du changement direct ou indirect d'affectation des sols, et des émissions associées (par exemple le CO<sub>2</sub>) ?

Les autres études portant sur la production de céréales ou d'autres ressources agricoles (lait, bétail et autres produits de l'élevage), tendent également à évaluer les conséquences liées à une variation marginale de la production de ces ressources ou de ressources alternatives afin de répondre à une demande variable sur le marché, compte tenu des besoins des populations (locales ou globales). La comparaison de différents scénarios alternatifs est réalisée dans la plupart des cas.

Les impacts liés au changement d'affectation des terres apparaissent comme un aspect primordial dans l'évaluation de systèmes agricoles. De Vries et al (2010) recommande la prise en compte des conséquences environnementales de la compétition d'usage des terres, entre alimentation animale et production de nourriture pour les humains.

#### *2. Moyens méthodologiques et techniques mis en œuvre*

##### **2.1. L'unité fonctionnelle**

Parmi les études revues, la définition de l'unité fonctionnelle diffère peu dans sa formulation, entre une approche attributionnelle et conséquentielle. Néanmoins l'approche CLCA considèrera des échelles temporelle et spatiale en fonction desquelles les conséquences d'un changement sur le système étudié seront évaluées. Ces éléments sont détaillés par la suite, dans les autres sections du document.

##### **2.2. Délimitation du système**

L'expansion du système est la méthode caractéristique pour la délimitation du système dans une approche conséquentielle. Cela permet d'éviter l'allocation des co-produits et de prendre en compte leurs effets sur le système économique élargi en fonction du changement étudié. L'expansion d'un

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

système compliqué nécessite un grand nombre d'itérations afin de considérer toute la chaîne d'effets relative à tous les produits et co-produits, mais peut toujours être résolue par le calcul matriciel conventionnel (Thrane, 2006).

L'approche conséquentielle permet de différencier dans une même étude les changements à différentes échelles de temps, celles-ci ayant elles-mêmes une influence sur la délimitation du système au niveau local ou au niveau plus global d'un marché, indépendamment des frontières géopolitiques (Rehl et al, 2012). Reinhardt et al, 2011 se place dans une perspective à long terme pour l'étude de la production d'un bio-carburant. A court terme, la production marginale du bio-carburant, permettant de répondre à une demande croissante du marché, sera assurée par des producteurs européens. Néanmoins à long terme, les producteurs marginaux se trouveront au-delà de l'Europe. Les auteurs fixent le contexte spatial en fonction de ces considérations. Cette approche peut aussi être utile pour différencier les conséquences à court et long terme, lors de la modélisation du système et de sa réponse aux variations de la demande du marché (Schmidt et al, 2010; Reinhardt et al, 2011).

### **2.3. La construction des scénarios à modéliser**

Pour le secteur de l'agriculture, la construction de scénarios prospectifs et/ou prédictifs doit passer par l'identification de la quantité (superficie) de terres disponibles et de terres exploitées pour l'agriculture, à l'échelle spatiale étudiée (région, pays, plusieurs pays, monde entier), sur la période de temps considérée.

Aussi, l'évolution du système en fonction du contexte spatio-temporel dans lequel il se trouve, et du choc qu'il subit dans ce contexte, doit tenir compte de paramètres tels que la possibilité d'intensifier les cultures (autrement dit une augmentation du rendement agricole) pour faire face à une augmentation de la demande. Cela peut conduire à intensifier les cultures existantes et donc réduire le changement d'affectation des sols, ayant pour conséquence une réduction des GES associés. Néanmoins, cela provoquerait alors l'effet contraire sur les impacts tels que l'acidification et l'eutrophisation, dans le cas où une quantité croissante de pesticides et fertilisants est utilisée.

Par contre dans le cas où les rendements sont optimisés grâce à l'évolution des technologies agricoles (concernant par exemple les pratiques agricoles, les engins mécaniques, etc...) l'impact évalué par chacune de ces trois catégories (GES, acidification et eutrophisation) sera décroissant. Les évolutions technologiques doivent ainsi être considérées dans les scénarios. Kloverpris et al, 2008, précisent que les évolutions technologiques ne sont pas uniquement régies par la variation de la demande (par exemple, elles peuvent l'être par la compétitivité), mais l'influence de celle-ci doit être prise en compte. Reinhardt et al (2009) précise qu'un changement de rendement lié aux évolutions technologiques ne doit pas systématiquement être attribué à un changement de la demande. Cet aspect requiert davantage d'investigation étant donné l'impact qu'il peut avoir à long-terme pour l'approvisionnement en biens agricoles.

Dalgaard et al (2008) aborde le problème des boucles nécessitant un élargissement supplémentaire du système. Lorsque la production de deux produits est indissociable (par exemple la production de foin et le grain), les boucles correspondent à l'expansion des systèmes dérivant de chacun des deux produits. Dans le cas où le grain est utilisé pour l'alimentation animale, et le foin est utilisé pour l'alimentation animale et pour les litières animales, les deux systèmes se chevauchent, étant donné que par exemple l'augmentation de la production de grains impliquerait une augmentation de la production de foin.

### **2.4. L'identification des ressources/procédés/technologies affectés**

Les points précédents soulignent l'importance d'identifier de manière fondée quels sont les procédés et les technologies marginales, étant donné l'impact qui leur est associé.

L'ampleurs du changement et de ses conséquences doit être identifiée par l'étude des mécanismes permettant de caractériser la production marginale (Brander et al, 2009). Ainsi le type de produit

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

agricole marginal doit être identifié, tout comme le procédé marginal pour la culture des terres. Le procédé marginal doit être associé à un taux de rendement marginal pour la ressource cultivée également dépendant de la région étudiée. Dans la mesure du possible le taux marginal sera différencié du taux moyen actuel.

Lorsque la culture d'une ressource agricole en vue d'une utilisation particulière induit l'exploitation de terres auparavant consacrées à d'autres fins, le système étudié devrait inclure l'utilisation additionnelle de terres en remplacement des terres affectées par le changement. Egalement lorsque la matière première cultivée est la même que celle utilisée pour une autre tâche, le système devrait inclure l'utilisation de biomasse alternative. De Vries et al (2010) remarque que pour faire une évaluation correcte de la valeur des co-produits valorisés par exemple comme nourriture animale, il faudrait considérer les autres alternatives possibles de valorisation.

Ces exigences peuvent entraîner l'augmentation du degré d'incertitude de l'évaluation, ce qui rend l'adoption de l'approche CLCA critique (Cherubini et al, 2011 ; De Vries et al, 2010). La prise en compte de ces exigences peut également nécessiter une approche partiellement qualitative, ce qui contribue davantage aux incertitudes.

L'avis d'experts sur l'évolution du marché et des technologies peut permettre de définir les hypothèses servant de base aux scénarios. Néanmoins certains auteurs (Brander et al, 2009) pensent que l'identification des ressources/procédés/technologies marginaux dépend fortement de l'appréciation du praticien, impliquant davantage d'incertitudes pour l'étude. Cela est discutable. Par exemple Dalgaard et al (2008) estime que seules les technologies affectées (marginales) par une variation de la demande devront être prises en compte et peuvent être identifiées en considérant des critères socio-économiques.

Schmidt & Weidema (2008) recommande également de décrire le segment de marché visé afin d'identifier quels sont les produits/procédés/technologies marginaux. Les auteurs précisent à travers l'exemple du marché des huiles végétales, qu'il existe de multiples possibilités de substitution d'une huile par une autre permettant d'assurer une même fonctionnalité avec une même qualité (segment du marché). Partant de cette connaissance du marché, la ou les huiles (les produits) marginale(s) est (sont) celle(s) étant capable(s) de réagir au mieux à la variation de la demande, c'est-à-dire présentant le meilleur équilibre demande-prix.

La présence potentielle de quotas d'exploitation, notamment cités par Thomassen et al (2008) et Thrane (2006) est un élément important pour comprendre les réactions du système sur un marché en ce qui concerne le changement d'affectation des sols.

La modélisation des changements d'affectation des sols peut se faire par l'application de modèles d'équilibre général calculable (par exemple le Global Trade Analysis Project - GTAP) néanmoins dans ce cas il est nécessaire de disposer de données statistiques nationales présentant une fine granulométrie afin de pallier au fait que certains des intrants du modèle GTAP (engrais et pesticides, par exemple) appartiennent au même secteur et par conséquent ne peuvent pas être séparés (Kloverpris et al, 2008).

## **2.5. Les simplifications associées à la modélisation**

La modélisation d'un système conséquentiel requiert fréquemment des simplifications dans les études de cas, qui sont liées :

### **(1) Au contexte de l'étude et à la délimitation du système**

Dans Muñoz et al (2010) le sol n'a pas été considéré comme faisant partie de l'environnement, mais de la technosphère, en suivant Audsley (1997). Ceci a des répercussions importantes lors de l'évaluation des émissions provenant de la culture des terres, car toute substance se retrouvant dans le sol pendant la phase de culture (à savoir pendant la phase de modification de l'utilisation du sol pour répondre à une demande marginale) n'est pas considérée. Ainsi, seules les différences entre la qualité du sol d'origine et la qualité du sol après la récolte sont incluses dans l'étude.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

La modélisation dynamique des systèmes agricoles est recommandée par Klopper et al, 2012, afin de pallier aux lacunes de l'approche (statique) par annualisation. L'approche dynamique est de grande importance pour l'évaluation de l'impact d'effet de serre lié au changement de l'affectation des terres causé par la production de biocarburants, ou à d'autres questions touchant l'utilisation des terres, par exemple l'augmentation du rendement des cultures.

Schmidt (2008) se base sur l'hypothèse simplificatrice que les substitutions de produits par d'autres se font uniquement par des produits de la même catégorie que le produit substitué (par exemple une huile végétale sera substituée uniquement par une autre huile végétale).

## **(2) A la disponibilité des informations et des données, et à la qualité des données.**

Cela peut concerner les données liées aux technologies considérées. Le manque de données disponibles peut conduire à l'exclusion de certains aspects considérables. Dans Muñoz et al (2010), les auteurs souhaitent comparer par l'approche conséquentielle trois scénarios de production de biomasse à partir de plantes de tabac. Du fait d'un manque de données relatant le système de distribution des eaux, l'étape d'acheminement de l'eau jusqu'aux serres de culture n'a pas été considérée. Également d'autres étapes ont été exclues, soit parce qu'elles étaient considérées comme non représentatives de la réalité, soit par souci de rendre les scénarios équitables.

Dalgaard et al (2008) pose la problématique de la différenciation des données marginales et des données moyennes. L'approche conséquentielle implique l'utilisation de données marginales parce qu'elle vise à refléter les conséquences environnementales d'un changement, par exemple, de la demande d'un produit. Ce type de données n'est pas toujours disponible, ainsi dans certains cas des données moyennes peuvent être utilisées si l'hypothèse que les deux types de données seraient proches est justifiée.

Des simplifications peuvent également concerner les données de marché. Un exemple est la non considération de l'élasticité des prix, à savoir l'hypothèse que les prix ne sont pas affectés par les variations subies par le système étudié (Dalgaard et al, 2008), ce qui peut simplifier l'identification des conséquences et donc la construction des scénarios. Les auteurs précisent que cette hypothèse n'est pas spécifiquement liée à l'expansion du système, mais qu'elle fait partie de toutes les étapes d'inventaire dans une ACV, en citant comme référence Weidema (2003).

### *3. Les résultats obtenus, et les limites de la mise en place d'une approche CLCA*

#### **3.1. Plus-value de l'approche CLCA par rapport à l'approche ALCA**

L'approche conséquentielle permet de considérer un système dans la globalité, c'est-à-dire d'évaluer l'impact total associé à un changement impactant le système même et son environnement économique (Brander et al, 2009). L'approche CLCA vise à évaluer les conséquences environnementales d'une variation de la demande, tandis que l'approche ALCA vise à évaluer l'impact environnemental d'un produit, en se plaçant dans un contexte de status-quo spatio-temporel, économique et technologique (Thomassen et al, 2008). La manière différente de construire le modèle avec une approche ALCA et CLCA fait que les résultats sont très différents et n'apportent pas les mêmes conclusions (Rehl et al, 2012).

La vision globale et multifonctionnelle apportée par la CLCA permet de mieux répondre aux problématiques des preneurs de décision (Cherubini et al, 2011). Elle permet notamment de conclure sur les paramètres du modèle influençant significativement les impacts, qui pourraient inverser la tendance des résultats sous certaines conditions (Reinhard et al, 2009 ; Melamu et al, 2011). Par exemple, pour un cas d'étude concernant la substitution d'une quantité donnée de combustible fossile par un bio-carburant, Reinhard et al, (2009) démontre que ce n'est pas le pays où est produit le biocarburant qui est significatif mais plutôt le type de biocarburant et le type de marché foncier

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

affecté par le choc imputé au marché. Une remarque de Kloverpris et al (2010) rejoint ce résultat en mettant en avant le fait que ce n'est pas la taille du pays qui doit permettre l'identification des terres marginales qui vont permettre de répondre à la variation de la demande.

Ce type de conclusions peut être identifié en ALCA mais seulement à l'échelle des effets directs induits par une variation du système (Schmidt et al, 2008). Les conclusions et recommandations provenant d'une CLCA peuvent permettre aux décideurs d'élargir les perspectives des réglementations (Thrane, 2006). L'interprétation des résultats d'une étude ALCA et CLCA présente des points de divergence et/ou une complémentarité.

### **3.2. CLCA vs. ALCA**

Brander et al (2009) met en garde sur le fait que la combinaison de l'approche ALCA et CLCA peut conduire à des résultats qui ne seront adaptés ni aux fins normales d'une ACV (comparaison de produits, amélioration de la chaîne de fournisseurs, comptabilisation carbone, ...), ni au degré de précision nécessaire pour l'analyse intervenant en support des politiques mises en place. Il considère également que l'approche CLCA est moins bien définie que l'approche ALCA du point de vue méthodologique, et peut ainsi permettre un plus grand degré d'interprétation, qui peut de fait être utilisé pour soutenir des points de vue différents.

Rehl et al (2012) soutient que l'approche ALCA fait état des systèmes de production moyens pour un système économique, tandis que l'approche CLCA décrit les changements induits par les décisions (politiques) dans la production au sein du système économique.

Schmidt (2010) quant à lui pense que lorsque l'ACV réalisée pour le secteur de l'agriculture est utilisée comme aide à la décision, les approches ALCA et CLCA doivent être confrontées, la première présentant moins d'incertitude du fait de l'évaluation des effets directement connectés au système étudié, mais comportant des angles morts, la dernière plus complète mais moins certaine.

En comparant les deux approches ALCA et CLCA pour évaluer les impacts de la production de lait, Thomassen et al (2008) met en évidence le fait que les impacts environnementaux totaux évalués par l'approche conséquentielle peuvent s'avérer plus faibles que dans le cas attributionnel, bien que les principaux contributeurs identifiés soient sensiblement les mêmes pour les deux approches. Il rejoint Rehl et al (2012) en disant que la principale différence observée entre les deux modèles est liée à la modélisation de deux systèmes différents, et par conséquent les objectifs atteints et la portée des résultats sont différents pour chaque approche.

### **3.3. Les limites de l'approche CLCA**

De manière générale, les études font état de l'incertitude liée :

(1) Aux hypothèses à l'origine des scénarios et donc à la modélisation des conséquences pour un système élargi ; basées sur des critères de marché, des critères socio-économiques et technologiques ; évaluées selon des modèles prévisionnels/prospectifs.

(2) Au caractère subjectif de l'identification des ressources/procédés/technologies marginaux (e.g. Dalgaard et al, 2008 ; Kloverpris et al, 2010 ; Schmidt, 2008 ; Schmidt, 2010) : l'identification des technologies affectées et la quantification des effets demeurent en effet difficiles. En particulier pour le secteur de l'agriculture, il est difficile d'identifier le scénario de remplacement des terres marginales pour la phase de culture des ressources agricoles car il est difficile d'évaluer l'évolution des capacités d'exploitation des terres sur un territoire considéré.

Cependant, Dalgaard et al, 2008, précise que supposer que les produits ou co-produits affectés le sont proportionnellement à leur volume actuel sur le marché n'est pas une bonne solution. Cela

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

serait plutôt une hypothèse sous-jacente à un modèle attributionnel en ayant recourt à des données moyennes. Aussi, les informations pour identifier les corrélations entre les zones de terres cultivables afin de calculer les superficies de terres disponibles pour l'agriculture sont manquantes. Certaines hypothèses peuvent causer une surestimation des capacités d'expansion. L'impact sur l'incertitude est néanmoins plus ou moins conséquent en fonction de l'échelle à laquelle on se place (Kloverpris et al, 2010). Reinhardt et al (2009) mentionnent également qu'il faut tenir compte des possibilités d'intensification des cultures (techniques agricoles impliquant l'utilisation de fertilisants et/ou pesticides) dans l'évaluation du changement d'utilisation des terres liées à une demande croissante du marché. Egalement Schmidt (2008 et 2010) fait état de la difficulté à établir et quantifier l'évolution des taux de rendements des productions, et à corrélérer l'évolution des rendements avec l'évolution de l'utilisation des sols (en terme de surface).

(3) Aux données d'inventaires : manque de données, données marginales et projection dans le futur. Sanchez et al (2012) mentionne que l'approche CLCA nécessite de nombreuses sources de données qui sont actuellement mal comprises et mal documentées, ce qui conduit à de fortes incertitudes devant être signalées, même s'il est probable que les sources de données utilisées dans le CLCA vont s'améliorer dans un avenir proche.

Brander et al (2009) précise qu'il est important que l'incertitude liée à la modélisation conséquentielle ne soit pas significative au point de remettre en cause les informations et conclusions tirées des résultats, en particulier pour les études concernant un sujet politique tel que les bio-carburants. Cette incertitude est néanmoins difficilement quantifiable. Toujours selon Brander et al (2009) dans certaines études de cas, une seule catégorie d'impact est considérée, souvent la plus significative. Les auteurs restent néanmoins critiques face à cette simplification, en disant que considérer d'autres catégories permettrait de compléter et/ou confirmer les conclusions. Reinhardt et al (2009) insiste sur le fait que certains types d'émissions se rapportant à une même catégorie d'impacts, et provenant de procédés ou de phénomènes naturels, sont négligés par simplification. Cela peut conduire à une sous-estimation des impacts.

#### 4. Références

- [1] Brander, M., Tipper, R., Hutchison, C., Davis, G., 2008. Technical Paper. Consequential and attributional approaches to LCA: a guide to policy makers with specific reference to greenhouse gas LCA of biofuels. Ecometrica Press.
- [2] Cherubini, F., Strømman, A.M., 2011. Review: Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges. *Bioresources Technology*, 102, 437-451.
- [3] Dalgaard R. et al., 2008. LCA of Soybean Meal. *Int J LCA* 13 (3) 240 – 254.
- [4] De Vries, M., de Boer, I.J.M., 2010. Review: Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128, 1-11.
- [5] Kløverpris J., Wenzel H., Nielsen P.H., 2008. Life Cycle Inventory Modelling of Land Use Induced by Crop Consumption. Part 1: Conceptual Analysis and Methodological Proposal. *Int J LCA* 13(1): 13 – 21.
- [6] Kløverpris J., Baltzer K., Nielsen P.H., 2010. Life Cycle Inventory Modelling of Land Use Induced by Crop Consumption. Part 2: Example of wheat consumption in Brazil, China, Denmark and the USA. *Int J Life Cycle Assess* 15:90–103.
- [7] Kloverpris, J.M., Mueller, S., 2012. Baseline time accounting: Considering global land use dynamics when estimating the climate impact of indirect land use change caused by biofuels. *Int. J. Life Cycle Ass.* Doi= 10.1007/s11367-012-0488-6.
- [8] Melamu, R., von Blottniz, H., 2011. 2<sup>nd</sup> generation biofuels a sure bet? A life cycle assessment of how things could go wrong. *J. Clean. Prod.* 19, 138-144.
- [9] Muñoz, I., Gómez, M.dM., Fernández-Alba, A.R., 2010. Life cycle assessment of biomass production in a Mediterranean greenhouse using different water sources: groundwater, treated wastewater and desalinated seawater. *Agr. Syst.* 103, 1-9.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

- [10]Reinhard J., Zah R., 2009. Global environmental consequences of increased biodiesel consumption in Switzerland: consequential life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 17: S46–S56.
- [11]Reinhard J., Zah R., 2011. Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland. *Biomass and Bioenergy* 35: 2361-2373.
- [12]Rehl T., Lansche J., Müller J., 2012. Life cycle assessment of energy generation from biogas—Attributional vs. consequential approach. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16: 3766– 3775.
- [13]Sánchez, S.T., Woods, J., Akhurst, M., Brander, M., O’Hare, M., Dawson, T.P., Edwards, R., Liska, A.J., Malpas, R., 2012. Accounting for indirect land-use change in the life cycle assessment of biofuel supply chains. *J. R. Soc. Interface*, 9, 1103-1119.
- [14]Schmidt J., 2008. System delimitation in agricultural consequential LCA - Outline of methodology and illustrative case study of wheat in Denmark. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2008; 13(4):350–64.
- [15]Schmidt J.H., Weidema B.P. 2008. Shift in the Marginal Supply of Vegetable Oil. *Int J LCA* 13(3): 235-239
- [16]Schmidt, J.H., 2010. Comparative life cycle assessment of rapeseed oil and palm oil. *Int. J. Life Cycle Ass.* 15, 183-197.
- [17]Thrane, M., 2006. LCA of Danish fish products. *Int. J. Life Cycle Ass.* 11, 66-74.
- [18]Thomassen, M.A., Dalgaard, R., Heijungs, R., de Boer, I., 2008. Attributional and consequential LCA of milk production. *Int. J. Life Cycle Ass.* 13, 339-349.
- [19]Wardenaar et al. 2012. Differences between LCA for analysis and LCA for policy: a case study on the consequences of allocation choices in bio-energy policies. *Int J Life Cycle Assess* 2012, 17: 1059-1067.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

## Secteur Energie

### 1. *Contexte d'utilisation de l'approche conséquentielle*

Une revue de 10 études significatives portant sur l'approche CLCA utilisée dans le cadre des politiques énergétiques a été réalisée.

Quatre de ces dix articles ont également été revus pour le secteur de l'agriculture :

6. Reinhard et al (2009) et Reinhard et al (2011) concernent respectivement l'évaluation des impacts environnementaux d'une augmentation de la consommation de biodiesel en Suisse, et l'évaluation des impacts environnementaux induits par une augmentation de la production d'ester méthylique de colza en Suisse.
7. Melamu et al (2011) concernant les biocarburants de seconde génération
8. Rehl et al (2012) concernant l'évaluation des impacts de la production d'énergie à partir de biogaz.

Trois articles traitent des questions relatives à l'évaluation des émissions de gaz à effets de serre. Deux articles les associent à l'évaluation du changement d'affectation des terres lors de la production de bio-ethanol (Silertruksa et al, 2009 ; Wanga et al, 2011), et un article se focalise sur l'évaluation des émissions de gaz à effets de serre liées à la consommation et conservation de l'électricité du réseau (Soimakallio et al, 2011).

Les autres articles portent sur l'évaluation d'un champ d'éoliennes offshore (Wagner et al, 2011), sur l'ACV comparative de la production de polyéthylène à partir de canne à sucre et de produit pétrolier (Liptow et al, 2012), et sur l'incertitude liée à l'identification des technologies marginales (Mathiesen et al, 2009).

Environ deux tiers des articles sélectionnés traitent donc de questions relatives à la production et à la consommation de ressources énergétiques d'origine agricoles, produites pour des utilisations différentes telles que les transports pour les biocarburants, la production d'électricité pour le biogaz.

### 2. *Moyens méthodologiques et techniques mis en œuvre*

#### 2.1. **L'unité fonctionnelle**

Pour les 8 articles présentant des études de cas, dans 75% des cas la formulation de l'unité fonctionnelle est similaire à l'unité fonctionnelle qui serait définie avec une approche attributionnelle. Silertruksa et al (2009) et Melamu et al (2011) incluent respectivement la notion d'analyse d'un changement du système en fonction d'une variation de la demande du marché et la notion d'analyse de co-produits. Néanmoins pour les 8 cas, l'approche CLCA considère les échelles temporelle et spatiale en fonction desquelles les conséquences d'un changement sur le système étudié seront évaluées.

#### 2.2. **Délimitation du système – Approche conséquentielle**

L'expansion du système est considérée afin d'éviter l'allocation des co-produits et de prendre en compte leurs effets en fonction du changement étudié (Rehl et al, 2012).

Dans la plupart des cas, (Melamu et al, 2011 ; Reinhardt et al, 2011 ; Liptow et al, 2012 ; Silertruksa et al, 2009), les produits ou ressources potentiellement substitués par le produit étudié sont pris en compte dans l'évaluation, grâce à l'élargissement des frontières du système. De même, si plusieurs alternatives sont possibles, elles sont généralement considérées.

En l'occurrence pour les articles traitant de questions relatives à la production de ressources énergétiques d'origine agricole, ce sont les changements d'affectation des terres qui sont au cœur de

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

l'évaluation. Elles sont différenciées en fonction de leur utilisation initiale, et en fonction du changement direct ou indirect de leur affectation.

Le changement d'affectation direct est celui qui caractérise le fait de cultiver la ressource au centre du système étudié sur une terre initialement utilisée pour la culture d'une autre ressource, ou laissée à l'état brut. Mais souvent la production initiale est déplacée vers d'autres terres, prenant la place d'autres cultures qui sont à leur tour déplacées, ou occupant des terres qui étaient encore disponibles ; c'est ce qu'on appelle les changements indirects d'affectation des terres. (Liptow et al, 2012 ; Silalertruksa et al, 2009). Ce phénomène peut impliquer l'expansion des importations et exportations et contribue à la mondialisation des échanges.

Lorsque les études traitent de la production et/ou de la consommation de ressources énergétiques d'origine agricoles, on considère d'une part l'évolution de la demande pour cette ressource en fonction des pratiques de consommation, des politiques mises en places, et des besoins de substituer la ressource initialement utilisée, en fonction des coûts, de la rareté des ressources, etc... Par exemple le gouvernement thaïlandais encourage la production et l'utilisation du bio-éthanol afin de pallier à la fluctuation des prix des produits pétroliers (Silalertruksa et al, 2009). Dans le cadre du secteur de l'énergie, souvent les produits substitués sont d'origine pétrolière.

Ce constat explique que la majorité des études fixe un contexte géographique à large échelle (un pays, ou plusieurs pays). La flexibilité de l'approche conséquentielle permet de différencier dans une même étude les changements à différentes échelles de temps, celles-ci ayant aussi une influence sur la délimitation du système au niveau local ou au niveau plus global d'un marché (Rehl et al, 2012; Reinhardt et al, 2011).

La définition du contexte temporel et spatial va influencer la délimitation de l'étendue du système. (pour plus de détails, se référer à la synthèse de la revue bibliographique de l'approche conséquentielle pour le secteur de l'agriculture). Cela peut alors aussi être utile pour différencier les conséquences à court et long terme, lors de la modélisation du système et de sa réponse à aux variations de la demande du marché (Schmidt et al, 2010; Reinhardt et al, 2011).

### **2.3. La construction des scénarios à modéliser**

Liptow et al (2012) a établi un modèle qui doit permettre d'évaluer le changement d'affectation des sols, les émissions de GES et l'énergie totale consommée, dans le cadre de la production de polyéthylène.

Silalertruksa et al (2009) considère dans les scénarios l'ensemble de la production de bio-éthanol en Thaïlande et les objectifs de croissance d'utilisation de ce bio-carburant fixés par des politiques nationales; ceci afin d'évaluer les conséquences de l'augmentation de la demande thaïlandaise en éthanol issu de la culture du manioc en termes d'impacts sur l'utilisation des terres et émissions de gaz à effets de serre. Les exportations hors du pays semblent exclues de l'évaluation, parce qu'on s'intéresse à la demande thaïlandaise et probablement parce qu'elles ont lieu en raison d'un surplus de production disponible. Le modèle prend en compte différents systèmes de production du manioc existants (avec différents taux de rendement), les effets directs et indirects du changement d'affectation des sols. Différents scénarios ont été bâtis afin de prendre en compte différents mécanismes technico-économiques permettant de répondre à la hausse de la demande du marché.

Soimakallio et al (2011) ont identifié les facteurs clés pour l'évaluation des émissions de GES liées à la consommation d'électricité avec une approche conséquentielle. Les plus gros défis à affronter se situent dans l'identification des technologies marginales et des conséquences associées pour la production d'électricité et les émissions de GES, ainsi que dans la considération des incertitudes associées, par exemple via l'analyse de plusieurs scénarios.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Silalertruksa et al (2009) a estimé les émissions de GES en prenant en compte :

9. La préparation des terres avant la mise en place des nouvelles plantations
10. L'évolution des stocks de carbone des sols due au changement d'affectation des terres et/ou au changement dans les pratiques de gestion des terres
11. Les émissions provenant de la consommation de combustibles fossiles pour les exploitations agricoles
12. La production d'engrais de synthèse et de produits agrochimiques
13. Les émissions de N<sub>2</sub>O liées à la gestion des terres lors de la culture

#### **2.4. L'identification des ressources/procédés/technologies affectés**

Liptow et al (2012) semble avoir limité l'analyse des conséquences sur les procédés technologiques au premier plan. Des données marginales européennes pour l'électricité ont été utilisées. Néanmoins les impacts direct et indirect sur le changement d'affectation des sols ont été considérés. Le contexte économique dans lequel évolue le système ne semble pas primordial, pas plus que l'évolution temporelle du système et des conséquences associées ; bien qu'une vision à court terme fait que l'étude se positionne sur une culture croissante de la canne à sucre pour produire de l'éthanol destiné aux produits manufacturiers.

Mathiesen et al (2009) fait état des critiques suivantes quant à l'identification des technologies marginales et la construction de scénarios, pour l'évaluation de systèmes énergétiques :

14. En CLCA, ce n'est pas possible de déterminer avec précision une technologie marginale pour une vision à long terme. Cela est prouvé à travers une analyse historique des prévisions de l'évolution des mix électriques comparées à l'évolution réelle.
15. Dans la majorité des études revues, la tendance du marché n'est pas mentionnée et différents types d'arguments sont alors avancés pour justifier l'identification de la technologie marginale. Cela constitue un point critique, d'autant plus que dans la plupart des cas revus, une technologie marginale « isolée » est identifiée. Or, selon les auteurs, la technologie marginale doit être définie comme un ensemble complexe de technologies qui seront sensibles au changement étudié.
16. Les analyses de sensibilité ne sont effectuées que dans certaines ACV, en fonction des objectifs de l'étude. Lorsque c'est le cas il est souvent constaté que les résultats dépendent plus ou moins de la technologie marginale et, dans certains cas, l'application d'un autre type de technologie marginale pourrait modifier complètement les conclusions de l'étude. C'est une conséquence de la mauvaise définition de la technologie marginale.

De manière générale, les technologies concernées dépendent du système énergétique pour lequel elles sont analysées. Les auteurs proposent alors de distinguer trois types de technologie(s) marginale(s) dans le cadre d'une CLCA: la technologie marginale simple, qui est une technologie unique, capable ou non de répondre à une demande en constante évolution ; la technologie marginale dynamique, qui est une technologie unique capable de répondre à une demande en constante évolution ; et la technologie marginale complexe, qui est un ensemble de technologies affectées, identifiées par application des analyses des systèmes énergétiques (« energy system analysis »). Les auteurs proposent également la construction de différents scénarios afin de permettre une meilleure interprétation de l'étude.

#### **2.5. Les simplifications associées à la modélisation**

Par défaut Melamu et al (2011) considèrent uniquement l'excédent de bagasse (résidu de la production de sucre de canne) actuellement valorisé dans la production d'électricité comme quantité utilisable pour la production d'éthanol. Cela implique de considérer les conséquences uniquement sur le mix électrique de ce détournement, notamment via l'importation de ressources énergétiques marginales, telle que le charbon dans le contexte de l'Afrique du sud (contexte de l'étude de cas).

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Néanmoins les auteurs précisent que si la demande tend à augmenter alors dans la réalité il y aura davantage de bagasse disponible. Egalement, Liptow et al (2012) a considéré par défaut que toute la bagasse disponible était convertie dans la production d'électricité et a été détournée de ce processus pour être utilisée dans la production d'éthanol destiné à la production finale de polyéthylène. En réalité la bagasse peut par exemple être également utilisée en tant que nourriture animale.

Pour l'évaluation des impacts du changement d'affectation des terres, Liptow et al (2012) a estimé les mêmes émissions pour l'approche ALCA et CLCA menées en parallèles, étant donné l'état actuel des données et de la méthodologie, une différenciation ne paraît pas significative. Les auteurs ont considéré pour l'approche CLCA que la potentielle expansion de la culture de la canne à sucre aura lieu dans les zones déjà utilisées pour d'autres cultures agricoles, et à un degré moindre (5%), dans les zones vierges du Brésil. Pour les zones d'expansion précédemment utilisées pour l'agriculture les auteurs ont fixé à zéro les émissions liées au changement d'affectation des sols (tout comme pour l'approche ALCA). En revanche, elles ont été comptabilisées comme non nulles pour les zones vierges.

Silalertruksa et al (2009) a établi 6 scénarios, chacun permettant de répondre à la hausse de la demande du marché. Les auteurs précisent que les scénarios considérés reflètent tous des solutions extrêmes. Si certains éléments des 6 scénarios étaient combinés au sein d'un même scénario, cela serait probablement plus représentatif de la réalité. Par exemple, la demande croissante de manioc en Thaïlande est susceptible de faire augmenter à la fois la production thaïlandaise et la production extérieure, qui sera exportée vers la Thaïlande. Ces deux phénomènes font l'objet de scénarios distincts dans l'étude de Silalertruksa et al (2009).

### *3. Les résultats obtenus, et les limites de la mise en place d'une approche CLCA*

#### **3.1. Plus-value de l'approche CLCA par rapport à l'approche ALCA**

Liptow et al (2012) ont évalué les émissions de GES liées au changement d'affectation des terres en utilisant les données actuellement disponibles et en adoptant une méthode spécifique pour l'évaluation (aucun consensus n'existe actuellement à ce sujet). Cela a permis de démontrer comment cela peut être comptabilisé en ACV. Reinhardt et al (2009, 2011) et Silalertruksa et al (2009) rejoignent Liptow et al (2012) sur le fait que l'un des atouts de l'approche conséquentielle est de donner la possibilité d'évaluer les impacts liés au changement d'affectation des sols.

Silalertruksa et al (2009) à travers l'analyse des 6 scénarios et leur comparaison a mis en avant le fait que l'évolution des stocks de carbone des sols due au changement d'affectation des terres et/ou au changement dans les pratiques de gestion des terres, est le principal contributeur aux émissions de gaz à effet de serre liées au bio-éthanol. Les auteurs concluent en disant que la définition du système des cultures énergétiques sans tenir compte du changement d'affectation des terres n'est pas suffisante pour l'évaluation des émissions de GES du cycle de vie des biocarburants.

Néanmoins, les résultats obtenus à partir de l'analyse du changement d'affectation des terres comportent encore de grandes incertitudes liées aux paramètres utilisés dans les calculs, et à l'incertitude due aux projections nécessaires avec une approche conséquentielle. L'analyse de sensibilité a révélé les quatre paramètres les plus sensibles dans le cas d'étude : la dépendance temporelle des facteurs de variation des stocks de carbone ; le taux de rendement des cultures ; les facteurs de variation des stocks de carbone pour le système de gestion des terres propres au projet spécifique ; et les facteurs de variation des stocks de carbone propre au régime de gestion des terres pour la nouvelle zone cultivée.

Aussi l'approche conséquentielle permet de conclure sur les paramètres du modèle influençant significativement les impacts, qui pourraient inverser la tendance des résultats sous certaines

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

conditions (Reinhard et al, 2009 ; Melamu et al, 2011). Pour plus de détails, se référer à la synthèse de la revue bibliographique de l'approche conséquentielle pour le secteur de l'agriculture.

Selon Liptow et al (2012) les résultats obtenus par l'approche CLCA et ALCA donnent des résultats similaires en termes d'identification des étapes contribuant le plus aux impacts. Néanmoins, le classement des deux produits comparés varie selon l'approche considérée. L'utilisation des deux approches en parallèle donne une perspective plus large. Une conclusion intéressante de la comparaison faite pour un produit spécifique : le polyéthylène, fabriqué à partir de matières végétales ou pétrolières, est que l'utilisation de ressources agricoles pour la production réduit l'utilisation de ressources énergétiques pétrolières ; mais cela implique l'utilisation de davantage de ressources énergétiques renouvelables, donnant un bilan global du besoin en énergie (primaire) supérieur à celui d'un polyéthylène base pétrolière.

Wanga et al (2011) discute les réels bénéfices - du point de vue des émissions de GES et de la consommation totale d'énergie - d'utiliser l'éthanol issu de produits agricoles pour les transports aux Etats-Unis, si on considère les émissions liées au changement indirect de l'affectation des terres dans l'évaluation. Pour cela les auteurs ont mené une étude ACV prenant en compte cet aspect ainsi que les progrès des technologies de la production de bio-éthanol et montrent ainsi qu'à court terme, ce bio-carburant pourrait réduire les émissions de GES de 20% par rapport à celle d'un carburant d'origine pétrolière. Dans un sens plus large, ce type d'évaluation des politiques relatives aux biocarburants aux États-Unis montre qu'elles devraient anticiper les conséquences (indirectes) et ainsi promouvoir les technologies efficaces.

### **3.2. Les limites de l'approche CLCA**

Liptow et al (2012) considèrent que l'évaluation des deux types de changement d'affectation des sols est très pertinente dans le cas où les zones de culture sont rapidement développées et sont toujours en expansion dans des zones non utilisées précédemment pour la culture de la ressource considérée. Néanmoins, le manque d'une méthode uniforme pour les évaluations des impacts du changement d'affectation des sols pénalise les résultats de ce type d'étude, sans compter le manque de données disponibles et l'incertitude associée à ces données. Ainsi les auteurs n'ont pu établir qu'un large intervalle potentiel pour les émissions de GES associées au changement d'affectation des sols.

Dans le cas de la comparaison avec un produit d'origine pétrolière, cela altère également la qualité des résultats, le produit utilisant le produit d'origine agricole passant de préférable à environ égal au produit pétrolier, selon où on se situe dans l'intervalle des résultats. Dans ce cas l'analyse de sensibilité et d'incertitude doit permettre de renforcer l'interprétation.

Comme déjà énoncé dans la synthèse de la revue bibliographique de l'approche conséquentielle pour le secteur de l'agriculture, Reinhardt et al (2009) mentionne également qu'il faut tenir compte des possibilités d'intensification des cultures (techniques agricoles impliquant l'utilisation de fertilisants et/ou pesticides) dans l'évaluation du changement d'utilisation des terres liées à une demande croissante du marché. Les auteurs critiquent aussi le fait que certains types d'émissions se rapportant à une même catégorie d'impacts, et provenant de procédés ou de phénomènes naturels sont négligés par simplification. Cela peut conduire à une sous-estimation des impacts.

## **4. Références**

1. Liptow C., Tillman A-M., 2012. A Comparative Life Cycle Assessment Study of Polyethylene Based on Sugarcane and Crude Oil. *Journal of Industrial Ecology* 16(3): 420-435.
2. Mathiesen B., Münster M., Fruergaard T., 2009. Uncertainties related to the identification of the marginal energy technology in consequential life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production* 17 (2009) 1331-1338

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

3. Melamu R., von Blottnitz H., 2011. 2nd Generation biofuels a sure bet? A life cycle assessment of how things could go wrong. *Journal of Cleaner Production* 19 (2011) 138-144
4. Rehl T., Lansche J., Müller J., 2012. Life cycle assessment of energy generation from biogas—Attributional vs. consequential approach. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16 (2012) 3766–3775
5. Reinhard J., Zah R., 2009. Global environmental consequences of increased biodiesel consumption in Switzerland: consequential life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 17 (2009) S46–S56
6. Reinhard J., Zah R., 2011. Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland. *Biomass and Bioenergy* 35(2011) 2361-2373
7. Silalertruksa T., Gheewala S.H., Sagisaka M., 2009. Impacts of Thai bio-ethanol policy target on land use and greenhouse gas emissions. *Applied Energy* 86 (2009) S170–S177
8. Soimakallio S., Kiviluoma J., Saikku L., 2011. The complexity and challenges of determining GHG (greenhouse gas) emissions from grid electricity consumption and conservation in LCA (life cycle assessment) - A methodological review. *Energy* 36 (2011) 6705-6713
9. Wagner H.J., Baack C., Eickelkamp T., Epe A., Lohmann J., Troy S., 2011. Life cycle assessment of the offshore wind farm alpha ventus. *Energy* 36 (2011) 2459-2464
10. Wanga M.Q., Han J., Haq Z., Tyner W.E., Wu M., Elgowainy A., 2011. Energy and greenhouse gas emission effects of corn and cellulosic ethanol with technology improvements and land use changes, *Biomass and Bioenergy* 35(2011) 1885-1896

## Secteur Construction et Bâtiment

### 1. Contexte d'utilisation de l'approche conséquentielle

Une revue de 3 études significatives pour l'approche CLCA dans le secteur du bâtiment a été menée. Toutes les trois traitent des questions relatives à l'évaluation des impacts environnementaux liés au chauffage à l'échelle de bâtiments ou de quartiers.

Eriksson et al (2007) traite de l'ACV comparative de différents combustibles (déchets incinérés, biomasse et gaz naturel) utilisés pour le chauffage urbain. L'étude a deux objectifs : le premier est de contribuer à établir une politique dans le secteur de l'énergie grâce à la comparaison des conséquences environnementales de la production de chauffage urbain par différents types de combustibles ; le second objectif est de tester la combinaison de la modélisation dynamique des systèmes énergétiques et de l'ACV.

Herfray (2011) utilise l'approche conséquentielle afin de déterminer les mix électriques de production spécifiques à différentes catégories d'usage dans un quartier, en caractérisant le lien entre usage de l'électricité et l'évolution de sa production, en fonction du temps et des conditions climatiques. L'auteur considère avoir adopté une approche dynamique, car elle permet la prise en compte de la variabilité dans le temps du mix de production et des usages de l'électricité dans le bâtiment.

Peuportier et al (2011) démontre l'intérêt de l'approche conséquentielle par la nécessité de prendre en compte l'influence du système étudié sur les processus d'arrière-plan et donc de considérer des données marginales plutôt que des données moyennes. Ces propos sont illustrés par un exemple montrant les limites de l'ACV attributionnelle du chauffage électrique d'un bâtiment en fonction des pics de température ; et par un exemple d'approche conséquentielle pour l'évaluation du mode de traitement de déchets, dont l'évolution aura une influence potentielle sur le mix utilisé au niveau local pour le chauffage urbain d'un immeuble, si ces déchets sont incinérés.

### 2. Moyens méthodologiques et techniques mis en œuvre

#### 2.1. L'unité fonctionnelle

Pour les trois études revues, la définition de l'unité fonctionnelle diffère peu dans sa formulation, par rapport à une approche attributionnelle. Néanmoins l'approche CLCA considère une échelle temporelle et spatiale en fonction desquelles les conséquences d'un changement sur le système étudié seront évaluées. Peuportier et al (2011) et Eriksson et al (2007) se focalisent sur la production et l'utilisation du chauffage urbain, respectivement pour un immeuble et pour un pays, tandis que Herfray (2011) considère l'utilisation de l'énergie solaire sur le cycle de vie des quartiers.

#### 2.2. Délimitation du système

L'expansion du système est considérée afin d'éviter l'allocation des co-produits et de prendre en compte leurs effets en fonction du changement étudié.

En l'occurrence Herfray (2011) considère que l'évolution de la production d'électricité dépendra de la mise en place directement dans/sur le bâtiment d'équipements de production tels que des panneaux photovoltaïques. Il considère comme co-produits de cette production les produits qui en dérivent tels que l'eau chaude sanitaire, l'éclairage, l'air conditionné, etc. Néanmoins les potentiels effets rebonds ne semblent pas être pris en considération. Peuportier et al (2011) considère que le chauffage urbain résultant de l'incinération de déchets constitue le co-produit du traitement des

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

déchets, et est donc dépendant de la quantité/qualité des déchets. Ce co-produit substitue du gaz naturel. Eriksson et al (2007) inclut l'étude des impacts environnementaux évités par les modifications de la production d'électricité lorsque l'alimentation des équipements électriques se fait en combinaison avec la production de chaleur (cogénération), à partir de différents combustibles.

Les trois études placent l'évaluation à l'échelle géographique locale (commune, région, pays), déterminée en fonction des technologies considérées et des conséquences de leur évolution au fil du temps pour la période donnée. La période sur laquelle l'évaluation est réalisée se situe entre le moyen et long terme, et est fixée en fonction de la durée de vie des bâtiments. Eriksson et al (2007) différencie néanmoins les effets à court et long terme.

### **2.3. La construction des scénarios à modéliser**

Peuportier et al (2011) démarre d'un status-quo pour l'année de la rénovation du bâtiment, concernant le mix du chauffage urbain. Il souligne que l'évolution du mix de production électrique pour le chauffage devrait être estimée de manière très localisée. Néanmoins ce type d'estimation n'est pas toujours réalisable : dans l'étude ce sont des statistiques européennes portant sur les tendances évolutives par pays qui ont été considérées pour établir la courbe du taux de contribution de l'incinération des déchets au fil des années durant la période de 30 ans considérée.

Eriksson et al (2007) a réalisé l'étude à l'échelle de la Suède, en considérant :

- Le mix électrique marginal des pays nordiques ; étant donné qu'ils sont concernés par le chauffage urbain et un changement dans le mix suédois aura des conséquences sur le marché de l'électricité pour l'ensemble des pays nordiques.
- La tendance évolutive de l'utilisation de la technologie, c'est à dire l'expansion au fil du temps de l'utilisation du chauffage urbain a également été considérée ; ainsi que l'évolution des tendances de l'utilisation des combustibles étudiés.
- La modélisation de la composition et de la gestion des déchets et les prévisions, à partir d'un modèle existant pour la Suède.

Les scénarios évalués pour la production électrique considèrent à chaque fois deux alternatives de traitement des déchets dans le cas où ils ne sont pas utilisés pour la production électrique. Ces alternatives sont elles-mêmes combinées à deux alternatives relatives au mix de production marginale d'électricité, dépendant de critères « externes » au système technologique. Des exemples de critères sont la compétitivité des prix du chauffage urbain selon les combustibles considérés dans le mix marginal et les mesures politiques telles que les permis d'émission et les certificats d'électricité « verte ».

### **2.4. L'identification des ressources/procédés/technologies affectés**

Il est important d'identifier pour chaque scénario les changements induits sur le mix de production électrique initial par :

- La substitution de certaines ressources contribuant au mix par une autre ressource (déchets ou sources renouvelables dans le cas des 3 études). Il faut donc identifier : quels sont les substituts et les limites dans lesquelles ils sont disponibles et dans lesquelles ils peuvent être utilisés ; la consommation évitée d'une ressource (par exemple les déchets incinérés vont substituer l'utilisation de gaz pour le mix électrique ; s'ils n'avaient pas été incinérés les déchets auraient été recyclés ou mis en décharge).
- La diminution de la demande en électricité du fait de la production sur site (Herfray, 2011)
- L'évolution des technologies de production affectées / technologies marginales (nouvelles technologies et efficacité des anciennes et nouvelles technologies).

Ceci doit être fait en fonction des frontières spatio-temporelles fixées par le périmètre de l'étude.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Herfray (2011) a défini des scénarios reflétant le comportement des occupants, ayant une forte influence sur l'évaluation des besoins énergétiques totaux.

Les technologies marginales sont souvent identifiées via l'utilisation des modèles statiques de production d'électricité, mais elles peuvent également l'être via des modèles d'optimisation dynamique. Ces derniers peuvent également permettre la modélisation de scénarios en prenant en compte par exemple des mécanismes de marché tels que la fluctuation des prix des ressources. Utiliser un modèle d'optimisation dynamique permet la prise en compte des conséquences de l'utilisation ou de la distribution de l'électricité en considérant les infrastructures existantes et les investissements relatifs au besoin de nouvelles infrastructures (Eriksson et al, 2007).

## **2.5. Les simplifications associées à la modélisation**

Herfray (2011) utilise l'approche conséquentielle uniquement pour évaluer l'impact de la substitution d'une partie du mix de production électrique par une production photovoltaïque. Les autres paramètres variables influençant la consommation énergétique d'un bâtiment tels que la variation saisonnière, hebdomadaire et même journalière de la consommation, sont traités par des analyses de sensibilité.

Lorsqu'une ressource est substituée par une autre, l'approche conséquentielle doit logiquement s'intéresser au nouveau devenir de la ressource substituée. Eriksson et al (2007) fait une simplification en disant que dans le cas où la biomasse ou le gaz naturel n'est pas utilisé pour la production du chauffage urbain, alors ces ressources ne sont pas extraites de leur milieu naturel (respectivement la forêt et le sous-sol). En réalité la biomasse est alors utilisée dans d'autres systèmes énergétiques internationaux, et le gaz naturel est potentiellement utilisé pour d'autres finalités. Pour les 2 autres études, il n'est pas clairement spécifié si le nouveau devenir de la ressource substituée est pris en compte dans l'étude. Dans toutes les études les contraintes techniques, à savoir liées à l'évolution de leur efficacité au fil du temps, ne sont pas prises en compte.

## **3. Les résultats obtenus et les limites de la mise en place d'une approche CLCA**

### **3.1. Plus-value de l'approche CLCA par rapport à l'approche ALCA**

La prise en compte d'une approche « dynamique » pour l'évaluation du chauffage urbain, permettant la prise en compte de la variabilité dans le temps du mix de production et de son usage, apporte des résultats différents de ceux obtenus avec une approche statique pour plusieurs catégories d'impacts, justifiant l'intérêt de l'approche conséquentielle (par rapport à l'approche attributionnelle) et apportant davantage d'informations pertinentes aux décideurs. Utiliser l'approche CLCA afin d'évaluer les conséquences environnementales des politiques mises en place pour la protection du climat s'avèrerait probablement très pertinent (Peuportier et al, 2011).

L'approche CLCA permet de mieux cerner les conséquences environnementales des choix systémiques associés à la conception du bâtiment, ainsi qu'une analyse fine des conséquences environnementales de la production localisée d'énergie, en la mettant en balance avec les besoins d'énergie et la production globale qui répond de façon centralisée à ces besoins. Ceci ouvre des perspectives en termes de maîtrise de la demande : des stratégies de gestion peuvent être étudiées selon des objectifs de réduction des impacts environnementaux, en intégrant les liens entre bâtiment et réseau (Herfray, 2011).

### **3.2. Les limites de l'approche CLCA**

Etant donné que l'échelle spatiale/géographique est locale, il n'y a pas d'effets significatifs sur le mix global et on n'observe pas de différences significatives entre les résultats ALCA et CLCA. L'approche devient sans doute plus pertinente si elle est menée sur un système plus global (Herfray et al, 2011).

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

L'utilisation de l'ACV à une échelle plus grande que celle d'un seul bâtiment, par exemple pour une municipalité ou un pays, aura plus d'influence (Peuportier et al, 2011).

Tenir compte des contraintes techniques associées à la performance des éléments de construction et son évolution avec le temps (par exemple la conductivité des matériaux, l'efficacité des chaudières, l'étanchéité à l'air de l'enveloppe, etc) contribuerait largement à améliorer la précision des résultats de l'ACV. Réfléchir aux bonnes approches pour intégrer les évolutions technologiques dans les ACV serait également intéressant (par exemple, les nouveaux matériaux d'isolation émergeant sur le marché, l'évolution de la production d'énergies renouvelables directement dans les bâtiments, ... (Peuportier et al, 2011).

Eriksson et al (2007) met en avant la criticité de l'étude quant à la sensibilité des résultats par rapport aux scénarios, qui sont bâtis sur des hypothèses relatives au système de gestion globale des déchets et l'établissement d'un mix marginal, amenant une certaine incertitude. La comparaison des résultats passe quasiment d'un extrême à l'autre selon que l'on considère que l'incinération des déchets remplacent leur recyclage où leur enfouissement, au bénéfice ou au détriment de la biomasse et du gaz naturel.

#### 4. *Références*

1. Eriksson O., Finnveden G., Ekvall T., Bjorklund A., 2007. Life cycle assessment of fuels for district heating: A comparison of waste incineration, biomass- and natural gas combustion, Energy Policy 35 (2007), p. 1346–1362
2. Herfray G., 2011. Contribution à l'évaluation des impacts environnementaux des quartiers, Thèse de l'Ecole des Mines de Paris, 2011, 331 pages, p. 181-234
3. Peuportier B et al., 2011. Deliverable D3.1 Building LCA good practice report, FP7-ENV-2007-1 -LoRe-LCA-212531, 2011-12-15, p. 26-30.

## Secteur Mobilité

### 1. Contexte d'utilisation de l'approche conséquentielle

La revue bibliographique concernant la thématique mobilité a permis d'identifier deux publications d'un intérêt majeur pour l'application de l'approche conséquentielle. Ces deux papiers sont complètement différents, de par la méthodologie appliquée ou par le produit étudié.

Ma et al (2012) s'intéresse aux émissions de gaz à effet de serre des véhicules électriques, comparés aux véhicules à combustion interne. L'analyse est portée sur une introduction des véhicules en 2015, prenant en compte l'effet des conditions réelles de conduite, la demande additionnelle d'électricité pour les batteries et le cycle de vie du véhicule. L'approche conséquentielle est reflétée par la détermination de l'électricité marginale qui répondra à l'augmentation de la demande.

L'article de Stasinopoulos et al. (2012) se concentre sur un composant de véhicule constitué initialement d'acier et son futur remplacement par de l'aluminium. Les conséquences de ce changement sont observées uniquement par rapport à l'énergie consommée à travers le cycle de vie du composant. Pour cela, un système dynamique est utilisé, prenant en compte plusieurs paramètres évoluant en fonction du temps, comme la taille du parc automobile ou le taux de recyclage des matériaux.

### 2. Moyens méthodologiques et techniques mis en œuvre

#### 2.1. L'unité fonctionnelle

Ma et al (2012) utilise une unité fonctionnelle souvent utilisée pour l'ACV de voitures, c'est-à-dire le transport de personnes ou charge à travers la durée de vie du véhicule. L'unité considérée est donc par véhicule kilomètre voyagé et adaptée en fonction de la zone géographique considérée (Royaume-Uni et Californie).

Au contraire, Stasinopoulos et al (2012) ne spécifie pas clairement d'unité fonctionnelle puisque l'étude n'est pas une ACV à proprement parlé mais une analyse dynamique de l'inventaire, potentiellement utilisable pour une ACV conséquentielle. Le système est donc plutôt défini via ses limites temporelles et géographiques plutôt que par son unité fonctionnelle.

#### 2.2. Délimitation du système

Les deux études projettent un futur changement potentiel. Ma et al (2012) étudie les effets pour une année donnée (2015) tandis que Stasinopoulos et al (2012) observe les futures conséquences en fonction du temps (projection sur 100 ans).

Les conséquences sont analysées au sein même de la zone géographique considérée, excluant les effets possibles sur d'autres régions (par exemple les imports d'électricité ne sont pas pris en compte dans Ma et al, 2012).

Cependant, le système étudié influence d'autres systèmes de produits : la voiture électrique influence le secteur de production d'électricité (Ma et al, 2012), le composant en aluminium influence la production d'aluminium vierge ou la fin de vie de l'acier (Stasinopoulos et al, 2012).

#### 2.3. La construction des scénarios à modéliser

Les deux publications comparent les résultats obtenus avec une approche conséquentielle à ceux avec une approche classique.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Dans le cas de Ma et al. (2012), l'approvisionnement d'électricité pour l'utilisation des voitures électriques est modélisé par le mix moyen du réseau électrique de la zone considérée et par le fournisseur potentiel. Dans ce dernier cas, la génération d'électricité en fonction de la demande est analysée pour déterminer la source d'énergie la plus probable pour répondre à une demande additionnelle (énergie fossile).

Stasinopoulos et al (2012) compare les résultats de l'approche dynamique développée avec ceux obtenus pour un système basé produit (paramètres constants) et pour un système basé parc automobile (certains aspects dynamiques). La méthode développée est bien plus complexe, considérant des effets d'accumulation et de réponse entre les éléments du système, modélisés via un logiciel adapté.

#### **2.4. L'identification des ressources/procédés/technologies affectés**

Dans Ma et al (2012), l'introduction des véhicules électriques affecte la production d'électricité. Cet aspect est intégré du fait que plusieurs publications préconisent l'utilisation de l'intensité du réseau marginale plutôt que celle moyenne pour la zone étudiée. L'identification des producteurs marginaux est basée sur les données de la littérature (CARB, 2009 et McCarthy et Yang, 2010) accompagnée d'une analyse des auteurs. Les hypothèses et calculs effectués ne sont pas détaillés de façon explicite.

Stasinopoulos et al (2012) modélise les effets sur les cycles de vie de l'aluminium et de l'acier : la production de matériau pur, sa fin de vie et l'utilisation du matériau recyclé. Cependant seul le flux d'énergie est analysé pour limiter la complexité du modèle. Les conséquences sont représentées par un diagramme de boucle causal, basé sur les principales interactions supposées.

#### **2.5. Les simplifications associées à la modélisation**

Lors de la modélisation conséquentielle, certains éléments sont exclus du système ou certains paramètres sont supposés linéaires ou constants du fait de la grande complexité que cela engendre.

Ma et al (2012) exclut la construction probable d'un réseau universel et intelligent d'infrastructures, ainsi que d'autres aspects qui ne sont pas directement liés à la modélisation conséquentielle.

Dans Stasinopoulos et al (2012), le taux de production de composant en aluminium augmente linéairement en fonction du temps et la disponibilité des matériaux recyclés est une fraction constante du nombre de composants en fin de vie.

### *3. Les résultats obtenus, et les limites de la mise en place d'une approche CLCA*

#### **3.1. La plus-value de l'approche CLCA par rapport à l'approche ALCA**

Les deux articles soulignent l'importance de l'approche CLCA pour refléter au mieux les impacts du produit étudié.

Dans Ma et al (2012), la détermination du mix électrique est primordiale pour l'évaluation environnementale des véhicules électriques, du fait de sa forte contribution à l'impact total. Ainsi, l'avantage des véhicules électriques sur les conventionnels dépend de la source énergétique utilisée. En déterminant le fournisseur marginal d'électricité, les émissions évaluées sont plus réalistes qu'en considérant le mix moyen. En règle générale, la production marginale provient de combustibles fossiles, entraînant des émissions de gaz à effet de serre plus importantes. Enfin, selon le contexte géographique, la vitesse, la catégorie et la charge du véhicule, la comparaison donne des résultats

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

différents. Les auteurs mettent en garde sur l'utilisation des résultats qui doivent toujours être remis dans leur contexte avec les hypothèses correspondantes.

Stasinopoulos et al (2012) souligne l'utilité d'une approche dynamique pour modéliser les effets temporels d'un inventaire, celle-ci pouvant être adaptée pour un système basé produit ou parc. En prenant en compte certaines interactions clé du système, les résultats deviennent plus réalistes. L'étude montre qu'en se basant sur un système basé produit avec des paramètres constants, les bénéfices énergétiques de l'aluminium à court terme sont surestimés (le temps d'épuisement du stock d'acier préexistant non pris en compte) tandis qu'ils sont sous-estimés à long terme (exclusion des changements de disponibilité de l'aluminium recyclé).

### **3.2. Les limites de l'approche CLCA**

L'approche CLCA est difficilement applicable du fait du manque de données et de son niveau de complexité. Son application entraîne donc la formulation d'hypothèses qui peuvent s'avérer fortes, engendrant d'importantes incertitudes du modèle. Cela est d'autant plus vrai lorsque la CLCA est appliquée pour des scénarios futurs où l'évolution économique et technologique est difficilement prévisible.

Cette incertitude est reflétée par les données de littérature fournies par Ma et al (2012) par rapport aux émissions de gaz à effet de serre de réseau marginal électrique. Celles-ci peuvent être de 14 à 79% plus élevées que celles du mix électrique moyen.

L'analyse de sensibilité est une solution pour pallier les incertitudes liées au modèle. Stasinopoulos et al (2012) a ainsi considéré plusieurs scénarios possibles pour les paramètres clé. Les résultats sur les consommations énergétiques en sont largement affectés.

## **4. Références**

1. Ma et al., 2012. A new comparison between the life cycle greenhouse gas emissions of battery electric vehicles and internal combustion vehicles. *Energy Policy* 44: 160-173.
2. Stasinopoulos P., Compston P., Newell B., Jones H.M. (2012). A system dynamics approach in LCA to account for temporal effects – a consequential energy LCI of car body-in-whites

## Secteur Traitement des déchets

### 1. Contexte d'utilisation de l'approche conséquentielle

L'approche conséquentielle a été observée dans six articles, traitant d'aspects très différents concernant la gestion des déchets, au sens général du terme.

Trois articles font une comparaison entre l'approche attributionnelle et conséquentielle. Kua (2012) compare les inventaires obtenus avec une approche attributionnelle et conséquentielle pour le recyclage du sable de cuivre en tant que matériau de construction à Singapour. Cette valorisation permet le remplacement du ciment Portland ordinaire. Ekvall et Andrae (2006) appliquent les deux méthodologies pour évaluer les impacts environnementaux d'un changement dans la composition des crèmes à braser, remplacement du plomb-étain par une pâte sans plomb. Lesage et al (2007) se penche sur la réhabilitation des sites contaminés. Un inventaire conséquentiel est alors nécessaire pour quantifier les impacts liés à l'utilisation du site après réhabilitation.

Turconi et al. (2012) évalue les impacts environnementaux de deux sites d'incinération de déchets, en Italie et au Danemark. Lors de cette évaluation, la production d'électricité est traitée de façon conséquentielle afin d'identifier le fournisseur marginal qui sera remplacé par cette nouvelle source d'énergie.

Dans le papier de Schmidt et al (2007), l'implémentation de la hiérarchie de gestion des déchets au Danemark est évaluée via une ACV. Celle-ci comporte des caractéristiques conséquentielles en estimant les conséquences au Danemark et à l'étranger de plusieurs scénarios de gestion.

Frees (2008) n'effectue pas une ACV à proprement parler mais étudie les conséquences du recyclage de l'aluminium dans l'inventaire, ce qui peut ensuite être utilisé dans une CLCA.

### 2. Moyens méthodologiques et techniques mis en œuvre

#### 2.1. L'unité fonctionnelle

Les unités fonctionnelles considérées dans les articles ne changent pas en fonction de l'approche choisie. Elles font référence à des flux typiques pour le système étudié. L'approche conséquentielle se différencie plutôt dans les paragraphes développés ci-dessous.

#### 2.2. Délimitation du système

Certaines des études étudient les changements à l'échelle globale (Frees, 2008 ; Ekvall et Andrae, 2006) liés au système étudiés. Les conséquences sont d'autant plus importantes.

Le recyclage de certains matériaux est spécialement analysé pour l'approche conséquentielle (Frees, 2008 ; Ekvall et Andrae, 2006 ; Schmidt et al, 2007).

Pour ne pas rendre le système plus complexe, l'approche conséquentielle se concentre parfois sur un seul flux, comme les flux de plomb (Ekvall et Andrae, 2006).

Dans Lesage et al (2007), la CLCA permet d'évaluer les impacts d'une phase du cycle de vie non quantifiés par l'ALCA, qui est la phase d'utilisation du site après réhabilitation. Cet élargissement du système allonge l'horizon de temps considéré à 44 ans.

#### 2.3. La construction des scénarios à modéliser

Trois publications considèrent plusieurs scénarios possibles pour la modélisation des impacts.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Kua (2012) construit trois scénarios basés sur l'écosystème technologique lié à la production de sable de cuivre. Ce dernier représente les interactions entre groupes de technologies. Dans le premier cas, le ciment ou sable en excès est exporté. Dans le scénario 2 il est utilisé pour d'autres types de construction. Le dernier scénario considère une utilisation pour des structures d'intérieur à faible résistance.

Schmidt et al (2008) définit trois scénarios afin d'observer l'influence de la hiérarchie de la gestion des déchets sur les impacts environnementaux : augmenter le recyclage (suivant les directives danoise et européenne), augmenter l'incinération (critique de la hiérarchie) ou la mise en décharge.

Lesage et al (2007) définit trois scénarios pour le redéveloppement du site suivi : meilleur cas (suivant la régulation de Montréal), cas plus probable (basé sur un modèle économique à équilibre partiel qui intègre la modélisation des impacts environnementaux dans l'économie), pire cas (sites urbains affectés).

#### **2.4. L'identification des ressources/procédés/technologies affectés**

Pour deux études (Kua, 2012 ; Turconi et al, 2012), l'identification se fait par une analyse des données actuelles afin de déceler le scénario ou la technologie la plus probable.

Dans Frees (2008), Ekvall et Andrae (2006) et Schmidt et al (2008), l'identification est basée sur des modèles économiques à équilibre partiel. Pour cela, l'élasticité de prix des produits considérés est déterminée grâce à la littérature.

Certains effets sont parfois négligés à cause d'un manque de données. Ainsi, Ekvall et Andrae (2006) n'ont pas inclus le marché de l'électricité dans l'inventaire bien que le changement vers la nouvelle pâte augmente la consommation énergétique.

#### **2.5. Les simplifications associées à la modélisation**

Les simplifications faites ne sont pas toujours mentionnées.

Dans Frees (2008), il est supposé que le matériau recyclé affecte le matériau primaire et recyclé du même type mais pas un matériau complètement différent.

Ekvall et Andrae (2006) font un nombre d'hypothèses clairement détaillées. Celles-ci concernent le fait de prendre en compte des données moyennes plutôt que marginales (comme pour le mix électrique ou la technologie de recyclage du plomb) à cause d'un manque de données disponibles.

Enfin, Lesage et al. (2007) formule plusieurs simplifications qui sont liées à des effets négligés, comme le fait que la réhabilitation du site suivi n'a pas d'influence sur la réhabilitation d'autres sites.

### *3. Les résultats obtenus, et les limites de la mise en place d'une approche CLCA*

#### **3.1. La plus-value de l'approche CLCA par rapport à l'approch ALCA**

Les études soulignent l'importance de prendre en compte une approche conséquentielle. Tout d'abord, cela permet d'avoir une vision plus large et réaliste sur les impacts environnementaux du système étudié. Cela est d'autant plus important lorsque les aspects négligés lors d'une ALCA se révèlent d'une grande contribution. Ainsi, dans Schmidt et al (2008), les bénéfices environnementaux du recyclage sont le plus souvent rencontrés à l'étranger. Dans Ekvall et Andrae (2006), la phase d'utilisation du site après réhabilitation domine les impacts pour tous les scénarios considérés.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

De plus, lorsque les résultats d'une ALCA sont comparés avec ceux d'une CLCA, les conclusions peuvent changer, ce qui met en valeur l'écart d'inventaire entre les deux approches (Kua, 2012, Ekvall et Andrae, 2006 ; Lesage et al, 2007). Par exemple, dans Kua (2012), les bénéfices du remplacement du ciment Portland ordinaire par le sable de cuivre obtenus avec l'ALCA sont annulés lorsqu'une approche conséquentielle est adoptée. Pour Lesage et al (2007), la différence n'est pas vraiment visible pour les phases d'inventaire considérées dans les deux cas mais les impacts totaux diffèrent du fait de la prise en compte de la phase d'utilisation.

Les résultats montrent également l'importance du contexte local dans le cas d'une CLCA (Turconi et al, 2012).

### **3.2. Les limites de l'approche CLCA**

Les limites concernent essentiellement la disponibilité des données, notamment pour la détermination de l'élasticité des prix. De plus, lorsque l'étude est faite à l'échelle mondiale, les incertitudes sont d'autant plus importantes. Schmidt et al. (2008) souligne l'incertitude liée à la détermination de la production marginale d'électricité, bien que celle-ci influence les résultats.

## **4. Références**

1. Ekvall T., Andrae A.S.G. (2006). Attributional and consequential environmental assessment of the shift to lead-free solders. *Int J LCA* 11 (5), 344-353.
2. Frees N. (2008). Crediting aluminium recycling in LCA by demand or by disposal. *Int J LCA* 13(3) 212-218.
3. Kua H. (2012). Attributional and consequential life cycle inventory assessment of recycling copper slag as building material in Singapore. *Transactions of the Institute of Measurement and Control*.
4. Lesage P., Ekvall T., Deschênes L., Samson R. (2007). Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models. Part I. Methodological approach. *Int J LCA* 12 (6), 391-398.
5. Lesage P., Ekvall T., Deschênes L., Samson R. (2007). Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models. Part II. Case study. *Int J LCA* 12 (7), 497-513.
6. Schmidt J. H., Holm P., Merrild A., Christensen P. (2007). Life cycle assessment of the waste hierarchy – A Danish case study on waste paper. *Waste management* 27, 1519-1530
7. Turconi R., Butera S., Boldrin A., Grosso M., Rigamonti L., Astrup T. (2011). Life cycle assessment of waste incineration in Denmark and Italy using two LCA models. *Waste Management & Research* 29 (10), 78-90.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

## **Secteur Traitement de l'eau**

### *1. Contexte d'utilisation de l'approche conséquentielle*

Peu d'éléments ont été trouvés dans la littérature se rapportant à la CLCA pour le secteur de l'eau. Deux papiers sont ici décrits. Le premier, Boulay et al. (2011), est concentré sur la méthodologie pour caractériser les impacts potentiels de l'utilisation de la ressource en eau. L'approche conséquentielle est visible par l'identification des utilisateurs en aval potentiellement affectés par une altération de qualité de la ressource et de ce fait, la construction de scénarios de compensation pour pallier à ce changement.

Dans la deuxième publication (Fernández-Torres et al., 2012), les auteurs avancent une approche conséquentielle en étudiant les conséquences environnementales de l'implémentation d'un nouveau traitement de l'eau salée (cristallisation du gel eutectique), comparé à la technologie actuelle (cristallisation par évaporation). Les points clés de la CLCA sont cependant peu abordés dans le texte, ces lacunes sont détaillées dans les paragraphes suivants.

### *2. Moyens méthodologiques et techniques mis en œuvre*

#### **2.1. L'unité fonctionnelle**

Dans Boulay et al. (2011), l'unité fonctionnelle n'est pas définie étant donné que le papier est tourné sur la méthodologie et non sur une étude de cas.

Fernández-Torres et al. (2012) définit l'unité fonctionnelle comme la production journalière de sulfate de sodium déshydraté et d'un mélange de glace et d'eau liquide. Une expansion du système est ici observée puisque la production de glace à partir d'une partie de l'eau liquide est ajoutée au système pour la cristallisation par évaporation, tout comme la production de sulfate de sodium déshydraté à partir de sulfate de sodium décahydraté pour la cristallisation du gel eutectique.

#### **2.2. Délimitation du système**

Boulay et al. (2011) s'intéresse aux conséquences de l'utilisation de la ressource en eau : directes dans le cas d'un appauvrissement de la qualité qui ne peut être compensé, et indirectes lorsque la capacité du pays permet de mettre en place facilement une technologie de back-up (PIB élevé). Dans ce deuxième cas, le système s'intéresse aux utilisateurs en aval de la ressource pour déterminer les technologies mises en place.

Dans Fernández-Torres et al. (2012), une caractéristique conséquentielle est observée via l'expansion du système pour l'unité fonctionnelle. Cependant, l'étude ne fournit pas une analyse des changements sur d'autres systèmes de produits que la technologie étudiée. Le terme conséquentielle est ici utilisé de façon un peu abusive, en se basant sur la définition correspondant à la détermination des conséquences environnementales probables dues à un changement de technologie ou de procédé.

#### **2.3. La construction des scénarios à modéliser**

La méthode proposée par Boulay et al. (2011) permet d'évaluer les impacts indirects de l'utilisation de la ressource en eau via la détermination de la technologie marginale, en fonction du type d'eau. La construction de ces scénarios de compensation, modélisée comme une expansion du système, est unique et se fait au cas par cas.

Fernández-Torres et al. (2012) explore plusieurs possibilités pour le fonctionnement des technologies. Cela concerne l'approvisionnement en énergie (isolé ou intégré), le mix moyen

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

énergétique (Afrique du Sud, France ou Europe) et le coefficient de performance du glaçage (quatre valeurs testées).

#### **2.4. L'identification des ressources/procédés/technologies affectés**

Dans Boulay et al. (2011), les technologies de traitement de l'eau par les autres utilisateurs en aval de la ressource sont affectées (dans le cas d'une forte capacité d'adaptation) et doivent être identifiées.

Fernández-Torres et al. (2012) ne considère pas les effets sur d'autres systèmes de produits.

#### **2.5. Les simplifications associées à la modélisation**

Boulay et al. (2011) exclut les interactions entre les eaux de surface et souterraines ou entre bassins versants, mais aussi l'usage consécutif de la ressource en eau. De plus, une distribution homogène est supposée pour l'utilisateur et la disponibilité de l'eau au sein du bassin versant. Enfin, la qualité de l'effluent ne prend pas en compte les effets de dilution ou de temps de dégradation. Ces simplifications peuvent entraîner une sur- ou sous-estimation des impacts potentiels.

Aucune simplification n'est explicitement mentionnée dans Fernández-Torres et al. (2012).

### *3. Les résultats obtenus, et les limites de la mise en place d'une approche CLCA*

#### **3.1. La plus-value de l'approche CLCA par rapport à l'approche ALCA**

La plus-value de la CLCA par rapport aux résultats n'est pas explicitement traitée par les publications étudiées.

#### **3.2. Les limites de l'approche CLCA**

Le modèle proposé par Boulay et al. (2011) ne prédit pas les impacts absolus ou réels. Du fait du manque de retours d'expérience, la robustesse des résultats ne peut être encore évaluée. Enfin, l'application de la méthodologie implique le fait que les inventaires doivent être adaptés pour prendre en compte l'utilisation et la qualité de la ressource en eau.

Aucune limite n'est explicitement mentionnée dans Fernández-Torres et al. (2012).

### *4. Références*

1. Boulay A.M., Bulle C., Bayart J.B., Deschênes L., Margni M. (2011). Regional characterization of freshwater use in LCA: modeling direct impacts on human health. *Environmental Science & Technology* 45 (20), 8948-8957
2. Boulay A.M., Bulle C., Bayart J.B., Deschênes L., Margni M. (2011). LCA characterization of freshwater use on human health and through compensation. *Towards Life Cycle Sustainability Management*. M. Finkbeiner (ed.), 193-204.
3. Fernandez-Torres M.J., Randall D.G., Melamu R., von Blottnitz H. (2012). A comparative life cycle assessment of eutectic freeze crystallisation and evaporative crystallization for the treatment of saline wastewater. *Desalination* 306, 17-23

## Annexe C : Résumé des réponses des experts ACV interrogés – Délivrable D1.3.

### Liste des experts interviewés

Nom des spécialistes	Entreprises
<b>Institutionnels</b>	
Michele Galatola	DG Environnement EC
Olivier Rethoré	ADEME
Alessandra Zamagni	ENEA
<b>Consultants :</b>	
Sébastien Humbert	Quantis
Mark Goedkoop	PRé North America
Stéphane Le Pochat	EVEA
Philippe Osset	Solinnen
<b>Académiques</b>	
Reinout Heijungs	Leiden University
Ligia Barna	INSA Toulouse
Isabelle Blanc	Armines Sofia
Thomas Dandres	CIRAIG
Peter Stasinopoulos	Australian National University
Bruno Peuportier	Armines Palaiseau
Enrico Benetto	CRP Henri Tudor
<b>Industriels</b>	
Anne Prieur - Vernat	GDF Suez
Denis Leboulch	EDF
Stéphane Morel	Renault
Sébastien Soleille	Total
Jean-Sébastien Thomas	ArcelorMittal
Pierre Tonnelier	PSA
Sébastien Zinck	Steelcase
Llorenc Milà I Canals	Unilever

### Synthèse des interviews

#### Question 1: Could you define in 5 points the main differences between the ALCA approach and the CLCA approach?

Au moins la moitié des experts précisent que l'approche CLCA fait le lien avec les aspects macro-économiques et les règles de marché associées au système étudié; qui doivent être prises en compte dans le modèle. Cela requiert ainsi la connaissance de la situation économique actuelle, et future. Pour Expert 4, l'approche CLCA permet de comparer des scénarios économiques plutôt que des scénarios de production. Cette approche relève ainsi davantage du domaine des sciences

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

économiques et devrait donc être développée par les économistes, comme une méthode de comptabilisation. L'approche CLCA apporte un résultat contextualisé basé sur une évolution réaliste (au moins en théorie) de l'économie. (Expert 4 question 17). La notion de volume est également mentionnée par Expert 14.

On observe trois points de vue différents concernant la prise en compte de la dimension temporelle:

- La dimension temporelle est systématiquement prospective pour une étude CLCA, c'est ce qui constitue la véritable valeur ajoutée de l'étude.
- Elle doit rendre compte des conséquences d'une décision et donc se caractérise par une approche de type prédictif, considérant des scénarios probables.
- La dimension temporelle en CLCA induit la notion de transition entre la situation du système au temps X et au temps Y; nécessitant de faire une projection dans le futur.

Trois experts donnent une même vision de l'approche CLCA: les co-produits et les processus affectés sont inclus dans le système étudié par l'extension des frontières du système (system expansion). Cela induit que ALCA et CLCA répondent à des questions différentes (Expert 3), et que le nombre de données nécessaires est beaucoup plus conséquent en CLCA (Expert 4). Expert 10 associe les mécanismes de substitution à la CLCA plutôt que d'extension des frontières du système (qui peuvent impliquer des changements pour l'UF); en opposition à l'approche ALCA qui induit des allocations. Expert 9 pense que l'approche CLCA devrait être la référence pour traiter les allocations, et répondre à des questions du type : quelle est la meilleure route de valorisation d'un coproduit. (cf. question 2)

Quasiment tous s'accordent autour de la définition de l'approche conséquentielle comme une méthode permettant de modéliser un changement subi par le système étudié, et d'étudier les impacts environnementaux provenant des conséquences induites par ce changement; à l'échelle macro du système. Expert 9 met en évidence le fait de considérer le système dans un contexte macro implique des hypothèses de base différentes de celles qui auraient été faites en ALCA. Néanmoins il dit aussi que la CLCA a un intérêt si l'objet de l'étude est susceptible de substituer un matériau par un autre, c'est-à-dire si le marché est largement affecté et si c'est significatif dans le temps.

Expert 1 et Expert 11 mettent en avant que l'approche CLCA considère les aspects dynamiques, (l'approche ALCA peut également les considérer, par exemple pour le stockage du CO<sub>2</sub>). La réalisation de l'étude demande une expertise dans des domaines variés et donc des compétences qui dépassent celles du praticien ACV. Des données « externes » allant au-delà des données d'inventaire typique d'une ACV attributionnelle et au-delà du produit "seul" sont nécessaires.

Expert 10, Expert 4 et Expert 9, et Expert 13 mettent en avant le fait que l'approche CLCA est plus pertinente dans un contexte décisionnel (stratégies territoriales, stratégies industrielles nationales, stratégies énergétiques, alimentation, etc.); l'approche ALCA est plutôt descriptive. La CLCA permet d'étudier les choix à faire pour des systèmes d'envergure, considérant un contexte socio-économique (habitat, transport, nourriture...) et non au niveau du produit comme en ALCA. Pour Expert 19, une étude ALCA est vue comme une première ACV, et l'étude CLCA constitue un travail complémentaire à l'ALCA, bâtie à partir de celle-ci, et permettant d'aller plus loin dans l'analyse. Expert 10 pense que l'approche ALCA ne peut pas être prouvée alors que c'est possible en principe avec l'approche CLCA, en utilisant un scénario passé afin d'observer les conséquences réelles en comparant à la situation actuelle (présente).

Expert 3 (question 17) pense que la CLCA permet de détecter les mécanismes du système (par exemple les mécanismes micro/macro-économiques) et de les quantifier. Même si l'approche doit considérablement être améliorée, la valeur ajoutée repose sur le concept que le système du produit n'est pas considéré en vase clos, mais s'inscrit dans un contexte où les mécanismes de rétroaction se produisent. La pensée conséquentielle (beaucoup plus large que CLCA) est une approche permettant de concilier les approches top-down et bottom-up. Ce point de vue est aussi très bien exprimé par

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Creutzig et al. (2012) dans leur article «Reconciling top-down and bottom-up modelling on future bioenergy deployment».

### **Question 2: What are the different contexts in which a CLCA may be relevant?**

La démarche conséquentielle est pertinente:

- Lorsqu'un produit ou service est mis en place et a des conséquences claires sur d'autres systèmes macro-économiques. (Expert 2, Expert 12, Expert 4). Expert 20 et Expert 13 rejoignent ce point de vue, en citant également la pertinence de la CLCA pour l'évaluation des marchés de niche (en opposition à Expert 14, cf. question 1.)
- Lorsque les changements sont au cœur de l'évaluation (Expert 3, Expert 1, Expert 5, Expert 7, Expert 10)
- At general level, CLCA is relevant in the decision context identified in the ILCD Handbook as situation B, i.e. "policy development/information, in which the decision and the related changes will affect the rest of the economy by having large-scale structural effects" (EC JRC-IES 2010, p.40). (Expert 3)
- Pour faire une projection des effets futurs résultants d'investissements actuels. (Expert 5, Expert 6, Expert 7)
- De manière générale en support aux décisions politiques stratégiques de grande ampleur (à l'échelle d'un pays, d'une (grande) entreprise, d'une filière ou d'un système de gestion).

La CLCA permet de tester différentes alternatives pour la mise en place de réglementations générales (Expert 6, Expert 11; Expert 3; Expert 7, Expert 1) ; pour préparer des actions de lobby industriels. (Expert 6); pour le développement de nouvelles technologies, filières. (Expert 1). Elle permet également d'étudier les conséquences de la substitution de matériaux (Expert 9), de traiter les allocations (Expert 9) et répondre à des questions du type : « quelle est la meilleure route de valorisation d'un coproduit » ; d'évaluer des technologies qui évoluent rapidement et dont le changement a des conséquences significatives. Par exemple le secteur de l'énergie, et donc l'automobile indirectement car grand consommateur d'énergie ou encore les secteurs mettant sur le marché des produits de masse, touchant une large partie de la population (par exemple les téléphones portables), (Expert 19).

Quelques cas spécifiques :

- La production électrique semble être un secteur clé nécessitant l'adoption de l'approche conséquentielle ; car l'usage qui est fait de la production, c'est à dire les secteurs d'activité qui vont la consommer vont fortement évoluer dans les années à venir (e.g. mobilité électrique). Expert 11.
- Dans le contexte industriel de GDF SUEZ, utiliser la CLCA pour faire un lien avec la saisonnalité et le type d'énergie peut être un sujet à creuser. (Expert 1)
- Le développement des bio-carburants. Expert 2 (cf question 3)
- La mise en place de voiture électrique et l'étude de systèmes agricoles. (Expert 8)

### **Question 3: Is it appropriate to use the CLCA approach to study a product:**

#### **To do the environmental reporting?**

La majorité du panel interrogé pense que l'approche CLCA n'est pas pertinente pour faire du reporting. Cinq raisons sont évoquées:

- L'approche ALCA est déjà compliquée à mettre en œuvre pour ce type d'exercice. (Expert 1). L'ACV attributionnelle ne prend pas en compte les mêmes périmètres que ceux considérés lorsqu'on fait du reporting. L'ACV conséquentielle le fait encore moins car une définition d'un « goal and scope » précis est nécessaire, et le reporting « isole » les chiffres, en les sortant de leur contexte. (Expert 2).

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

- Dans ce contexte l'approche CLCA amènerait des questions méthodologiques étant donné que la base de comparaison évoluerait d'une année sur l'autre. (Expert 1)
- A l'échelle d'une entreprise, ce n'est pas intéressant car on raisonne dans un temps donné quand on fait du reporting. De plus le reporting est souvent régi par les quotas de CO2. (Expert 9)
- L'approche CLCA n'est pas stabilisée en tant que méthode; mais le concept est bon pour faire du reporting. (Expert 12). Une communication efficace est déjà difficile à partir d'une ACV attributionnelle, c'est donc très délicat de le faire à partir d'une CLCA ; ce sujet doit être maîtrisé avant que ce soit possible. (Expert 9). Cela peut alors être intéressant à large échelle, par exemple pour soutenir les décisions d'investissements, les décisions financières. Pour diffuser des informations sur le marché de la « grande consommation » c'est encore trop tôt. (Expert 1).
- Ce n'est pas pertinent au niveau d'une entreprise, car l'approche conséquentielle se base sur des scénarios qui sont contextuels et influencés par l'entreprise qui les établit (et qui finance l'étude). Or le reporting répond à un référentiel peu flexible. (Expert 19)

Parmi ceux qui pensent que l'approche CLCA peut être pertinente:

- Une personne interrogée pense que l'approche CLCA peut être intéressante dans le cadre du scope3 pour l'évaluation de l'empreinte environnementale (pourrait être traité par des approches input-output (équivalent d'une approche CLCA car c'est une façon d'élargir et de considérer tous les secteurs économiques). (Expert 11)
- Une personne interrogée pense que cela peut être pertinent notamment pour évaluer les effets de réduction de la consommation d'une matière première. (Expert 6)
- Une personne pense que l'approche CLCA pourrait se révéler intéressante pour une entreprise dans le cadre du reporting au niveau du scope 3, afin par exemple d'évaluer les conséquences des améliorations d'une année sur l'autre pour l'entreprise et le marché associé.
- Une personne pense que la CLCA est pertinente car le reporting doit présenter une évaluation précise des conséquences environnementales du système d'arrière-plan. Négliger les interactions de celui-ci avec le système de premier plan induirait une étude biaisée et des transferts de pollution.

**To support decision making - Policy maker in the legislative or normative context (e.g. reorganization of the management of household waste at specific country level):**

Plus de 95% du panel interrogé pense que l'approche CLCA est particulièrement pertinente en support aux décisions de stratégies politiques.

Il faut par contre rester vigilant quant à la manière de communiquer en CLCA, c'est-à-dire comment bien véhiculer le message afin qu'il soit exploité correctement par les décideurs. (Expert 21).

Un seul expert pense que la méthode n'est pas assez mature pour pouvoir être utilisée dans ce contexte. Expert 12. Expert 9 pense que la CLCA est pertinente pour considérer les effets rebond (également Expert 15, cf question 1).

Expert 7 remarque le fait que les frontières du système peuvent potentiellement affecter l'intérêt de l'utilisation de la CLCA, par exemple si on considère une chaîne de conséquences trop courte.

**To support decision making - Industrial decision maker (manager) about the strategic orientation of its activities:**

Plus de 90% du panel interrogé pense que l'approche CLCA est pertinente en support aux décisions stratégiques dans l'industrie.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Certaines personnes émettent cependant une réserve en précisant qu'il faut juger au cas par cas. (e.g. en fonction d'une stratégie à long ou court terme; si les impacts du scope 3 sont très significatifs pour l'entreprise; lorsque la décision impacte clairement le status quo; lorsqu'on étudie des impacts à large échelle).

Cela permet de connaître les impacts d'un produit sur le marché (très important) et d'anticiper d'éventuels blocages lors du développement à cause d'une conséquence qui aurait été invisible sans une approche conséquentielle. (Expert 19)

Expert 16 remarque néanmoins que l'investissement RH et en temps fait que des priorités doivent être fixées, et c'est plutôt sur la définition des scénarios qu'on mettra l'accent.

Deux experts pensent que la méthode n'est pas assez mature pour pouvoir être utilisée dans ce contexte. Expert 12. Et Expert 15.

#### **To support decision making - R&D/Production engineer, in the context of the eco-design of a product, or a process:**

La majorité du panel interrogé pense que l'approche CLCA est pertinente en support aux décisions stratégiques dans l'industrie.

Certains soulignent la potentielle pertinence pour les produits de niche, ou bien à l'échelle d'une entreprise (ou d'une filière, le temps que la pratique de la CLCA en entreprise se développe. Plusieurs personnes pensent que l'ingénieur R&D fait des choix en fonction de décisions prises plus haut au niveau hiérarchique qui peuvent être appuyées par la CLCA, mais lui présente un profil plus technique et la ALCA peut suffire.

Certains émettent une réserve sur la possibilité de mettre en place ce type d'étude à ce niveau, étant donné la maturité de l'approche et la complexité de réalisation (modélisation, compétences requises, risque de s'éloigner de la conception, ...).

Un seul expert pense que la méthode n'est pas assez mature pour pouvoir être utilisée dans ce contexte. Expert 12.

#### **Question 4 : Is it possible to consider the variation of several parameters (i.e. considering different “shocks”) at once? If yes how?**

De manière générale, le panel interrogé pense qu'un modèle conséquentiel doit se situer au plus proche de la réalité (selon des critères économiques, technologiques, politiques, démographiques...etc.). Si la mise en place d'une politique ou d'une décision implique plusieurs chocs corrélés (successifs ou parallèles), il faut les considérer, afin d'avoir une vision complète du système, cela aidera à rendre la réponse à la question posée plus pertinente, bien qu'il puisse induire davantage d'incertitude lors de l'interprétation des résultats (Expert 1).

Néanmoins, cela requiert de faire appel soit à des simplifications pouvant conduire à des résultats très relatifs (Expert 3, cf également question 14) soit à des outils mathématiques et/ou économiques pour la modélisation (Expert 4, Expert 5). Le fait de pouvoir considérer un ou plusieurs chocs dépend également de la question à laquelle l'étude doit répondre (Expert 8, Expert 11), du secteur concerné, de l'interdépendance des paramètres à considérer, du type de modélisation (Expert 11). Considérer plusieurs chocs demande de poser de multiples hypothèses et implique alors le risque d'obtenir des résultats difficile à interpréter. L'étude risque alors de perdre en crédibilité. (Expert 21 et dans une commune mesure Expert 14 et Expert 19). Expert 19 et Expert 18 propose d'agir en deux temps: d'abord isoler un seul choc pour identifier les grandes tendances, puis les autres chocs sont ajoutés pour voir comment cela fait évoluer les résultats.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

**Question 5 : Depending on the scale and the product concerned by the study, it is then possible to place oneself in the context of a constrained or slightly constrained market. What is the influence of this parameter on the study to be conducted, at different levels:**

- **The functional unit**
- **The system boundaries**
- **The kind of question to which the study will be able to answer, and hence the results obtained**

Expert 6, Expert 8, Expert 9 et Expert 10 se rejoignent sur le fait que l'approche CLCA doit refléter la présence d'une contrainte, si elle existe. L'unité fonctionnelle telle qu'elle est définie pour une ACV classique ne paraît pas suffisamment pertinente pour une approche CLCA, puisqu'elle se concentre généralement sur une unité restreinte et ne reflète pas la réalité. Expert 13 pense que la contrainte est la raison d'être de la CLCA.

L'existence ou non d'une contrainte de marché à prendre en compte lors d'une étude CLCA dépend de la définition du système étudié, en particulier de son périmètre et de la considération des technologies affectées qui en découlent. (Expert 2, Expert 6, Expert 8, Expert 10, Expert 4). Egalement la contrainte sera différente selon si on se trouve à court, moyen ou long terme (Expert 8, c.f. question 6). Dans certains cas le choc induit n'est pas suffisant pour que les contraintes influent sur le système, si les conditions de marché ne sont alors pas considérées cela peut générer des inventaires différents et des conclusions différentes. (Expert 2, cf. question 26). Le fait de situer le changement subi par le système étudié sur un marché contraint ou non aura forcément une importance dans la définition du périmètre de l'étude, car cela impliquera une différence sur les résultats. (Expert 19). Certaines contraintes doivent être identifiées pour pouvoir modéliser le système (par exemple Elasticité des prix, les capacités techniques des systèmes concernés par les conséquences). (Expert 20)

Le choix de l'approche CLCA n'est pas lié à la présence ou non d'une contrainte, mais est lié à la question posée au départ concernant l'étude des conséquences d'un changement. (Expert 1). L'élément le plus important est que l'ACV réponde au « goal and scope » fixé. (Expert 2).

Le paramètre du marché contraint ou non, doit être considéré essentiellement lors de l'identification des technologies ou procédés affectés marginaux (étroitement corrélés à la présence de la contrainte, sinon ils ne seraient pas marginaux). Expert 17 souligne le caractère subjectif de la définition et de la considération d'une contrainte, en fonction de l'appréciation du praticien.

**Question 6: How is the temporal context defined/included in CLCA and ALCA? Since CLCA focuses in changes, is it relevant to consider time series (on a year basis or more)?**

Expert 11 soulève la différence à faire entre dynamique temporelle du système en lui-même (i.e. évolution des technologies et de leur performance dans le temps), et dynamique temporelle des impacts évalués. Pour elle, c'est la modélisation de la dynamique des systèmes qui est primordiale dans une approche conséquentielle. Expert 10, Expert 9, Expert 7, Expert 1, Expert 19, Expert 18 discutent eux aussi l'intérêt ou le caractère indispensable de considérer la dynamique des systèmes avec la conséquentielle. Ce sont les évolutions issues des choix étudiés qui peuvent avoir besoin de séquences temporelles pour mieux être appréhender. Expert 16 pense que les séries temporelles ne sont pas pertinentes, ni en CLCA ni en ALCA. Expert 6 pense quant à lui que l'amortissement des progrès des nouvelles technologies doit être considéré sur toute la période de développement doit être considéré. (cf. question 12)

En ce qui concerne la dynamique des impacts évalués, Expert 11 pense que c'est possible aussi bien en ALCA qu'en CLCA.

Les avis divergent quant aux différences entre ALCA et CLCA lors de la définition de l'horizon temporel:

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

- Expert 3 pense que l'horizon temporel en CLCA se situe en dehors du modèle, tout comme en ALCA: une étude CLCA est définie pour un temps  $t$  donné pour lequel les changements ayant eu lieu sont modélisés de manière statique. Expert 9 souligne que l'approche CLCA se focalise davantage sur l'évolution du contexte spatial et socio-économique; et que les ACV prospectives ont pour rôle de considérer les évolutions temporelles.
- Il rejoint donc Expert 1 pour qui une approche ALCA permet de comparer deux status quo à deux dates différentes, l'approche dynamique associée à l'approche CLCA permet d'évaluer ce qui se passe pendant la période intermédiaire, entre les deux status quo.
- Expert 7 pense quant à lui que l'ACV peut être prospective, qu'elle soit attributionnelle ou conséquentielle.

On observe une contradiction entre certains experts pour qui on ne pratique pas la CLCA sans définir un horizon temporel (par exemple Expert 15) défini spécifiquement par rapport au changement étudié (Expert 13), avec d'autre pour qui cette projection est source d'incertitude (Expert 14).

Expert 9 estime qu'un gros travail est nécessaire pour pouvoir mettre en place des hypothèses tenant compte du temps pour un modèle CLCA. Pour Expert 12, l'approche conséquentielle est critique car le contexte temporel influence directement les données nécessaires à la modélisation. En revanche pour Expert 19, l'approche CLCA offre des perspectives plus lointaines en CLCA qu'en ALCA. Intuitivement, on aurait tendance à dire que la prise en compte du temps est meilleure en CLCA par rapport à l'ALCA.

**Question 7: Is it possible to evaluate the indirect impacts engendered on the economic systems through an ALCA approach? If so, how (technically)?**

*Un exemple d'effet indirect serait l'importation de viande suite à la modification de l'affectation des terres utilisées initialement pour élever du bétail, à présent exploitées pour la production de bio-carburant.*

Plusieurs experts interrogés pensent que l'évaluation des effets indirects est impossible sans une approche conséquentielle (Expert 1, Expert 4, Expert 7, Expert 9, Expert 10, Expert 11, Expert 13, Expert 19). Ils avancent plusieurs raisons: il n'y a pas considération du système économique dans une étude ALCA typique, l'expansion du système en ALCA ne constitue pas un scénario économique. (Expert 4)

De la même manière, Expert 10 et Expert 13 considèrent que c'est impossible car on n'étudie pas le choc subi par le système en ALCA. Et on devrait donc parler de substitution plutôt que d'expansion du système. Expert 9 pense qu'un système ALCA est trop fermé pour permettre la prise en compte des effets indirects. (Expert 10). Expert 11 souligne que la prise en compte des effets indirects dépend de la question à l'origine de l'étude: si elle est attributionnelle (ex. quels sont les impacts de la production d'1 kg de biocarburant?) on ne les traitera pas. Si la question est conséquentielle, on les traitera (ex. quel est l'impact d'une production de biocarburant à une échelle globale/planétaire?)

Contradiction entre Expert 8 et Expert 12, et Expert 1 sur l'évaluation du changement indirect d'utilisation des sols: c'est impossible à prendre en compte en ALCA pour Expert 1; Expert 8 cite une étude de l'ADEME réalisée avec une approche ALCA en adressant cette question grâce à la création d'une catégorie d'impacts supplémentaire ; et Expert 12 pense qu'il faut essayer d'inclure les effets indirects en ALCA. Expert 1 souligne que la limite entre ALCA et CLCA est souvent difficile à fixer. Expert 21 pense que l'approche conséquentielle permet d'évaluer les conséquences sur un système économique, à l'infini (« effets domino »).

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Expert 3 pense que la combinaison de l'approche ACV avec les matrices input-output devrait permettre de prendre en compte le système complet dans son contexte économique et les répercussions d'un changement de celui-ci. Néanmoins elle met en garde sur les hypothèses à l'origine des matrices IO, impliquant que tous les effets indirects ne sont pas comptabilisés. Expert 14 pense que les effets indirects peuvent être évalués par une approche hybride.

**Question 8: In a CLCA approach, what is the influence on the assessment of the direct impacts of the system of heeding the impacts associated with a change in its economic context? In other words, will the consideration of indirect impacts change the way to assess the direct impacts?**

La majorité des interviewés pensent que la manière d'évaluer les impacts directs sera différente avec une approche conséquentielle:

- CLCA et ALCA ne répondent pas à la même question: la CLCA évalue un système large "sans frontière" et la ALCA n'étudie qu'une portion de celui-ci. Ainsi les impacts directs évalués seront différents avec l'une et l'autre approche. (Expert 3). Expert 7 rejoint Expert 3, en prenant un exemple où les frontières spatiales/géographiques seront différentes pour l'étude d'une production, avec l'une et l'autre approche.
- En CLCA la méthode de définition du système et du scénario change, et influence donc l'évaluation des impacts directs. (Expert 1, Expert 4)
- Expert 10 les rejoint en disant qu'un inventaire conséquentiel est totalement différent d'un inventaire attributionnel.
- Expert 5 et Expert 12 pensent que les boucles de rétroaction - c'est à dire quand les impacts directs affectent les impacts indirects, et inversement - peuvent expliquer une différence pour les impacts directs, entre ALCA et CLCA.
- Expert et Expert 19 évoquent les boucles de rétroaction.

Expert 8 et Expert 6 pense que la mécanique de modélisation et de calcul des impacts restent inchangée.

Expert 11 et Expert 9 se rejoignent en considérant que les effets directs restent les mêmes et ne sont pas influencés par l'évaluation des effets indirects. Cependant un changement est potentiellement visible au niveau du résultat global, du fait de la prise en compte des effets indirects.

**Question 9: According to the previous answers, shall we always distinguish ALCA from CLCA?**

Les avis sont partagés. Certains pensent que du point de vue méthodologique il faut faire la distinction (Expert 1, Expert 3, Expert 4, Expert 7, Expert 10, Expert 11, Expert 14). Elle doit se faire dès le départ de l'étude (Expert 1), en fonction de la question posée (Expert 11, Expert 7, Expert 4). Cette distinction est importante, car les unités d'inventaire seront potentiellement différentes (Expert 10). E. Benetto et Expert 19 pensent qu'il faut toujours considérer que les deux approches répondent à différentes questions. Pour Expert 18, la ALCA pourrait être considérée comme une simplification de la CLCA.

Certains pensent que la distinction n'est pas forcément utile, (Expert 2, Expert 5, Expert 6, Expert 8, Expert 9, Expert 12). Le plus important est de bien définir le « goal and scope » puis l'étude est menée de manière à répondre à la question de départ. (Expert 6, Expert 2, Expert 8). Si dès lors qu'on procède à une extension de système on se trouve en CLCA, on n'a pas besoin de spécifier l'approche (Expert 8). La distinction est peut-être utile aujourd'hui parce que l'approche CLCA n'est pas stabilisée, mais si on arrive à retravailler l'approche afin qu'elle devienne une méthode, la distinction ne sera plus si évidente. (Expert 12)

Expert 6 et Expert 5 soulignent qu'il est nécessaire/utile en fin de projet de savoir différencier les résultats obtenus à partir de l'approche attributionnelle de ceux obtenus par la conséquentielle. C'est également important pour identifier les incertitudes qui se trouvent derrière les données et les résultats. Pour Expert 21 combiner ALCA et CLCA paraît ambitieux, en revanche il ne faut pas non

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

plus les opposer. Coupler ces deux approches paraît intéressant. Avoir une bonne base attributionnelle, à partir de laquelle on passe en CLCA, par exemple en appliquant des changements temporels peut être pertinent.

**Question 10 : What are the differences in the definition of the functional unit in a CLCA approach compared to the ALCA approach (e.g. talking about marginal change compared to the status quo)?**

La CLCA traite la multi-fonctionnalité par l'expansion du système, on doit donc lier cette approche à la définition de l'UF. La CLCA permet de prendre en compte les processus affectés par les conséquences d'une décision, et donc l'UF doit être composées de fonctions multiples, relatives au système principal et aux systèmes affectés. (Expert 3). Expert 2 rejoint ce point de vue en disant qu'on peut être amené à revoir la définition du périmètre de l'étude (e.g. limiter la prise en compte des conséquences à un certain niveau de la chaîne).

Expert 1 et Expert 12 concordent pour dire que la définition de l'UF est fortement liée aux objectifs et aux questions à l'origine de l'étude. En revanche Expert 2 pense que cela n'a pas d'influence sur l'UF. Expert 13 pense que l'UF doit quantifier les actions à l'origine du changement étudié, et le changement en fonction du status quo de départ; ainsi que le contexte spatio-temporel et les éléments cités dans la question. A priori pour Expert 18 et Expert 19, si l'UF est bien définie en ALCA, elle peut rester la même en CLCA.

Expert 1 indique que la délimitation du système macro doit apparaître dans l'unité fonctionnelle. Egalement il faut mentionner les notions de volume, si elles ne sont pas sous-jacentes aux aspects spatio-temporels. Pour Expert 21 également, des dimensions supplémentaires doivent être considérées, telles que les données de marché (c'est-à-dire prendre en compte la place du produit sur le marché, en terme de volume).

Expert 1, Expert 6, Expert 8 et Expert 10 pensent que le choc subi par le système doit être décrit dans l'UF: ampleur, échelle de temps, et méthodes/technologies qui seront utilisées pour promouvoir le changement... Néanmoins Expert 10 pense que la définition de l'UF en ALCA est la même qu'en CLCA. Expert 8 précise qu'il faut identifier les éléments spatio-temporels qui permettent de dire si il y a une contrainte et de l'identifier.

Expert 5 pense que l'UF dans un système conséquentiel doit pouvoir évoluer dans le temps.

**Question 11 : Do you think the results of a CLCA and an ALCA are comparable under certain conditions? If so, which ones? Are they complementary?**

Expert 1, Expert 4, Expert 7, Expert 8, Expert 10, Expert 12, Expert 14, Expert 15, Expert 17, Expert 19, Expert 20 s'accordent à dire que ALCA et CLCA sont complémentaires plutôt que comparables; parce que la question à l'origine de l'étude n'est pas la même. Expert 7 précise que l'ALCA est intéressante pour identifier les points critiques d'un système, tandis que la CLCA est intéressante pour évaluer les interactions du système avec le reste du monde. Expert 10 pense que ALCA et CLCA peuvent conduire aux mêmes conclusions (mais pas aux mêmes résultats). Expert 18, Expert 19 et Expert 14 pensent qu'une étude ALCA apparaît comme la première phase incontournable à la CLCA.

En revanche Expert 9 pense que le fait d'élargir le système dans le temps et l'espace (CLCA) est sensé être plus juste car plus proche de la réalité. On peut potentiellement retrouver les mêmes résultats en ALCA et CLCA, par exemple, si on considère un petit volume de produit sur un marché, sans contrainte et pour un cycle de vie court, il y aura très peu d'effets induits et de ce fait on n'aura pas de différence entre un ALCI et CLCI.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Expert 1, Expert 3, Expert 2, Expert 5, pensent que ALCA et CLCA seraient comparables dans le cas où l'UF et la définition du système soit exactement les mêmes. Expert 13 pense qu'elles sont comparables si le système n'est pas contraint pendant la période intéressée par le changement.

**Question 12: The CLCA approach is based on the system expansion principle to avoid allocations and quantify the effect of co-products on the impacts assessed. It is therefore necessary to identify which technologies and/or processes will be affected by a change in the system studied. To this end, Weidema et al. (1999) proposes a 5-step approach. The first step aims to set the time horizon of the study, in order to project the studied changes and understand whether it spans a short or long term horizon. The second step aims to identify whether the technologies/processes affected are in the foreground or background system.**

**What does this difference mean for the CLCA? What implications does it have in terms of defining the system boundaries?**

Cette différenciation est utile pour définir le périmètre de l'étude de manière plus précise (Expert 1), ainsi que les procédés du système et les procédés affectés par un changement dans le système (Expert 2). Elle permet de rendre la méthode plus opérationnelle en différenciant deux échelles de conséquences et permet de mieux gérer la complexité et la transparence du système. (Expert 12). Expert 8 et Expert 9 rejoignent ce point de vue. Ce ne sont pas les mêmes technologies qui seront affectées au premier plan et en arrière-plan. C'est donc important et intéressant de les différencier, pour un industriel la logique de décision ne sera pas la même sur ces deux plans. (Expert 19).

Expert 4 et Expert 10 pensent que cette différenciation premier / arrière-plan ne fait pas de sens. Expert 16 pense qu'elle est intuitive. Expert 13 pense que ça n'affectera pas les résultats de l'analyse.

Cette différence permet de définir quels sont les processus devant être inclus dans le périmètre de l'étude. L'identification de ces processus dépend de l'horizon temporel. (Expert 3, Expert 6).

En CLCA on pourrait rajouter un nouvel ordre de données qui serait celui des données macro (économiques), en plus des données de premier et d'arrière-plan utilisées en ALCA. (Expert 21, et Expert 14).

**Question 13 : Once it is identified that the technologies/processes affected belong to the foreground system, we model using specific data (collected on site). Once an affected market (background) has been identified, the next step is to identify whether it is increasing or decreasing (Step 3). One must then investigate (Step 4) on the ability of the various alternatives related to the studied product, to respond to market trends (depending on the time horizon defined), in order to overcome the technology constraints.**

**How can an industrial practitioner proceed to make achieve this step, depending on the sector (Agriculture, Building / Construction, Energy Policy, Mobility, Waste Management, Waste Water Treatment)?**

Expert 1, Expert 2, Expert 3, Expert 11, Expert 12, Expert 16 s'accordent à dire que l'identification des mécanismes technico-économiques régissant le système, et les conséquences suite à un choc subi, relèvent de compétences allant au-delà des compétences en ACV "pure". Cette identification est néanmoins nécessaire via une analyse de marché (Expert 13). Cela reflète le besoin d'interaction entre les personnes détenant une expertise économique, une expertise industrielle, et une expertise environnementale. Pour Expert 19 et Expert 21, les compétences sont disponibles dans les grands groupes industriels, il faut arriver à les combiner efficacement (personnes ou modèles).

Expert 12, Expert 9 et Expert 11 pointent la difficulté à trouver les données, accentuée par le niveau d'incertitude associé, parfois difficile à identifier. Ainsi la fiabilité des résultats est également remise en cause (Expert 9). Expert 7 et Expert 10 trouvent l'approche en 5 étapes (Weidema) peu pratique; impliquant beaucoup de simplifications remettant ainsi en doute la pertinence et le niveau

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

d'incertitudes des résultats (Expert 7). Plusieurs experts dénoncent le manque ou l'inaccessibilité des données.

Expert 8, Expert 14 et Expert 10 voit un réel intérêt pour la version 3 de la base de données ecoinvent afin de palier à la difficulté de trouver les données pour les praticiens. Reprendre les hypothèses issues de publications existantes sans considérer les différents contextes d'application est peu recommandé, bien que souvent réalisé. (Expert 3).

Expert 3 et Expert 5 donnent des recommandations et des indications précises sur des sources disponibles et approches à adopter.

**Question 14: Where can an industrial practitioner find reliable marginal data (e.g. databases)?**

Expert 1 et Expert 4 pensent qu'on a besoin dans ce cas de faire appel à des outils ou compétences en économies.

Expert 2, Expert 3, Expert 7 Expert 10, Expert 12 font état du manque de données disponibles représentant de manière fiables les technologies/procédés marginaux. De nombreux développements sont nécessaires (Expert 12) pour obtenir des données robustes. Expert 7 renvoie vers les experts (des technologies (?)) pour pallier le manque de base de données. Expert 5 fait référence aux bases de données "académiques" (?) et aux statistiques gouvernementales. Voir aussi la réponse de Expert 3 à la question 13, qui donne des indications sur les sources potentielles de données.

Expert 3, Expert 7, Expert 13, Expert 15, Expert 18 soulignent que la version 3 de ecoinvent devrait permettre la sélection de données relatives aux technologies marginales. Expert 10 pense que seules des données marginales moyennes seront disponibles dans cette nouvelle version de la DB, ce qui lui constitue une limite. Il pense que ecoinvent v3 devrait définir des scénarios, nécessaires à une approche conséquentielle.

Expert 3 précise que ce ne sont pas les données qui sont marginales mais les technologies ou procédés, et recommande d'utiliser l'expression: "données relatives aux technologies/procédés marginaux".

Expert 8 pense que les données marginales doivent permettre de modéliser comment le système va répondre à une contrainte, tandis que Expert 10 pensent que l'évolution des marchés n'affecte pas le choix des données marginales.

Expert 4 pense que cette approche est pertinente en théorie. Néanmoins Expert 4, Expert 3 et Expert 7, pointent le risque accru d'incertitudes dans la pratique de l'approche de Weidema. Les facteurs d'incertitudes identifiés sont:

- les connaissances limitées du contexte économique associé au système étudié (Expert 4)
- la sélection d'une seule technologie marginale (hypothèse simplificatrice liée à la considération d'un seul modèle de marché, voir question 4), implique le risque de biaiser les résultats (Expert 3)
- les simplifications faites pour modéliser les conséquences, au niveau du contexte économique (Expert 7). Les points que Expert 7 discute rejoignent le point de vue de Expert 3. (question 14 et question 4).
- Expert 13 pense que la méthode implique des simplifications d'un système économique réel complexe et qu'elle pourrait être améliorée, afin de limiter le risque d'exclure certains effets indirects significatifs.
- Expert 15 pense qu'elle n'a pas encore été validée au niveau industriel.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

**Question 15 : Considering the context of a system assessing the consequences of replacing one material by another one, in given proportions, for a defined process (e.g. Kua et al., 2012); at the level of a country; considering a supply perfectly elastic to the demand. The study was conducted in order to draw conclusions that will influence the implementation of a national policy of incitement or reduction of the use of the alternative material. Consequences associated with the use of the substitution material are assessed at the national level. However, the fact of using (or not) the substitution material, in a given proportion, also has implications beyond the national context because of import / export of materials.**

**What is your point of view, in this context regarding the fact that consequences beyond the national context are not taken into account?**

Pour Expert 1, Expert 2, Expert 5, Expert 6, Expert 12 le choix de considérer ou non les conséquences au-delà des frontières géographiques directement concernées par la mise en place d'une politique ou l'application d'une décision, dépendent de la question à l'origine de l'étude, et de l'ampleur des conséquences. Cela relève donc du décideur et pas du praticien. Si du point de vue scientifique on répond à la question, alors ça ne pose pas de problème. Expert 13 rejoint ce point de vue.

Néanmoins, Expert 6 précise que ce n'est pas un moyen de faire des comparaisons entre pays, et ne pas considérer les conséquences existantes au-delà des frontières directement concernées, comporte le risque de transfert de pollution, opposé à la vision ACV. Expert 3 rejoint ce point de vue critique en disant qu'une simplification de cette sorte peut conduire à limiter l'étude et invalider les résultats. Expert 11 et Expert 8 partagent également ce point de vue. Expert 17 pense également que cette hypothèse n'est pas correcte, on ne doit pas restreindre le périmètre des conséquences. Expert 18 et Expert 21 rejoignent ce point de vue.

**Question 16: According to Earles et al. (2009), Tillman (2000) says it will be difficult to establish a consensus on how to identify relevant technologies and collect marginal data. In addition, Tillman (2000) argues that the ALCA approach provides an easier framework with a smaller system, implying a less extensive data collection. Instead, Weidema (2003) argues that due to the exclusion of the unchanged unit processes, the CLCA approach typically requires less data to collect, despite the expansion of system boundaries. From a theoretical point of view, Weidema et al. (1999) argue that ALCA has little or no relevance for the identification of "hot spots" for Environmental Product Declarations, or as generic information for consumers.**

**What position do you take on both points of view?**

Pour Expert 7, Expert 5, Expert 11, ces points de vue sont plus ou moins justes en fonction de la situation. Cela dépend de la nature du produit étudié et du secteur industriel. Cela dépend aussi de la finesse avec laquelle on travaille (e.g. se préoccuper de l'évolution temporelle d'une technologie peut être très lourd; en revanche dans d'autres cas on pourra se contenter d'identifier des tendances).

Pour Expert 1, Expert 2, Expert 12, la collecte des données paraît plus complexe en CLCA (échelle macro et chaînes de conséquences supplémentaires à prendre en compte). Pour Expert 19, quand on se place en conséquentiel on change de domaine scientifique. On a besoin d'évaluer l'évolution du marché, d'avoir une vision prospective. C'est difficile pour un praticien ACV car d'une part ça demande une vision du futur et d'autre part ce n'est pas le cœur de métier du praticien ACV.

(Expert 3). Concernant le point de vue de Tillmann, un consensus sur la façon d'identifier les technologies pertinentes doit pouvoir être atteint, pour cela d'autres études de cas comme celles menées par Mathiesen et al (2009) seraient nécessaires afin de mieux comprendre quelles technologies sont pertinentes dans quel contexte. Les données relatives aux technologies marginales sont a priori disponibles (cf. question 13-14), la question est de savoir comment identifier les technologies: il faut simplement savoir ce que nous recherchons!

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Concernant le point de vue de Weidema, l'ALCA n'est pas réduite à l'identification des hot-spots d'un système technologique. La CLCA apparaît pertinente lorsque des changements importants sont à analyser. Dans tous les autres cas, l'ALCA fournit un cadre solide et pertinent.

Effectivement la CLCA nécessite une collection moins importante de données, mais il y a davantage d'exigences liées à la difficulté d'identifier les technologies marginales. Pour Expert 13, la collecte en CLCA n'est pas plus importante, il concorde avec les autres affirmations.

**Question 17 : In CLCA the system boundaries of the product studied can cross the system boundaries of other products. Therefore certain emissions would be considered in several CLCA studies (Brander et al., 2009).**

**According to you, does this represent double-counting? Does it constitute an impediment in the use of CLCA? What approach/methodological reasoning would you put forward to demonstrate the consistency and relevance of the CLCA approach despite this critical point?**

Hormis pour Expert 12 qui considère le risque de double-comptage associé à la jeunesse de l'approche CLCA mériterait un consortium méthodologique, les autres interviewés qui considèrent que le risque de double-comptage est présent en CLCA pensent que cela ne constitue pas un point bloquant à l'approche. Il est présent potentiellement du fait de la considération des co-produits (Expert 1), des effets indirects (Expert 2). D'autres experts pensent que le risque de double comptage est très limité si on considère les résultats uniquement dans le contexte décisionnel pour lequel l'étude a été menée, et qu'on ne considère pas dans ce cas plusieurs systèmes CLCA se recouvrant.

Il faut que tous les mécanismes modélisés (par exemple grâce à ecoinvent v3) soient clairs et transparents, pour les utiliser en parfaite connaissance. Il est également primordial de pouvoir adapter les modules de données de marché. (Expert 8). L'analyse de sensibilité peut permettre de contourner le problème (Expert 15).

**Question 18 : How would you take into account the indirect effects not related to a market that will also cause environmental impacts (additional or avoided)? Under what circumstances is it pertinent to consider non-market indirect effects?**

C'est important de prendre en compte ce type de paramètre (Expert 1, Expert 7, Expert 9), dans la mesure du possible et en fonction du cas spécifique de l'étude (Expert 3) et selon si des modèles reflétant le comportement du consommateur existent déjà (Expert 2). Pour Expert 17 il faut les considérer aussi bien en ALCA qu'en CLCA. C'est particulièrement important quand les effets indirects sont potentiellement importants (Expert 5), et quand l'impact lié au comportement du consommateur est tellement significatif qu'il risque de masquer les impacts d'une production. (Expert 6, Expert 8). C'est également intéressant lors de l'étude de biens de consommation ayant une large pénétration du marché (Expert 13) et lorsque les comportements induisent des coûts externes (Expert 18). Cela peut être compliqué à mettre en pratique, car par exemple l'élasticité des prix reflète le comportement du consommateur. (Expert 10). Expert 13 propose l'utilisation de scénarios ou de modèles sociaux (par exemple Agent Based Modelling), en avance sur la méthodologie ACV actuelle.

Cela dépend également du secteur traité. Il faudrait avoir une typologie de consommateur (dresser plusieurs profils). Par exemple pour la gestion du mode de confort dans le bâtiment, l'attitude du consommateur change significativement les résultats ACV. (Expert 11, Expert 1). Expert 5 et Expert 9 rejoignent ce point de vue, Expert 9 précise que cela relève des sciences sociales, et que l'élaboration de scénarios implique un gros besoin de données que l'on n'a pas à disposition (en général) et beaucoup d'incertitude. (Également Expert 21)

Ils sont difficiles à évaluer mais sont liés aux comportements, ils pourraient être évalués avec des approches approximatives (Expert 10). S'il existe il doit être traité par la CLCA (Expert 12, Expert 15). La manière dont il devrait être pris en compte doit être définie par un consensus. (Expert 12)

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Les facteurs à considérer sont (Expert 3):

- la zone géographique
- la situation politique dans la région analysée
- le contexte socio-économique
- le type de système analysé
- l'implication possible de parties prenantes (par exemple la construction d'une usine de traitement des déchets dans une zone définie peut susciter des inquiétudes dans la population environnante)

Ces valeurs éthiques et les convictions doivent être prises en compte dans l'évaluation, au moins qualitativement. D'une manière générale, l'identification des mécanismes à inclure dépend du système étudié, ils peuvent se manifester partout, impliquant une variété de domaines. Les mécanismes du marché font partie des plus vastes mécanismes économiques, ils rappellent des concepts tels que l'emploi et la croissance. Et ceux-ci à leur tour évoluent en fonction d'un contexte culturel, social, politique et réglementaire.

**Question 19 : What are the human resources necessary, the scientific and technical knowledge as well as the costs associated with these steps? Are these approaches suitable for SMEs?**

Comme démontré par les réponses à la question 16; bien qu'ayant recueilli des appréciations différentes, étudier et modéliser un système paraît souvent plus complexe avec l'approche CLCA qu'avec l'approche ALCA. De ce fait, chaque étude est spécifique, mais le fait de solliciter diverses compétences pour une étude CLCA (cf question 13) demandera probablement davantage de RH qu'une ALCA. (Expert 4, Expert 2, Expert 7, + question 13). Les grosses entreprises ou les groupes industriels sont capables de construire des scénarios futurs sur l'évolution de leurs technologies et de leurs marchés. Néanmoins pour certaines, on peut trouver quelques exceptions d'industriels qui ne souhaitent plus dépasser un certain volume de production (e.g. Véja) mais s'insérer au mieux dans leur écosystème (naturel et industriel), et donc ne souhaitent pas se développer (i.e. arrêter la course à la croissance). Dans ce cas une approche ALCA peut suffire. (Expert 6, question 14).

En ce qui concerne les PME, l'approche CLCA peut s'avérer intéressante en fonction des questions auxquelles elles souhaitent apporter des réponses (Expert 2). Ces questions pourraient par exemple être regroupées avec les questions des plus grands groupes industriels (Expert 12) de manière à en décupler l'intérêt (rejoint l'idée de réseau de PME de Expert 18). Expert 11 pense a priori que l'approche conséquentielle est plutôt pertinente pour les grands groupes ; sauf peut-être si une PME entrevoit des changements radicaux de technologie ; ou si elle peut avoir une influence au niveau mondial. Pour les PME, dès qu'une action de communication est entreprise, la dimension conséquentielle devrait être intégrée. (Expert 6, cf question 14).

Expert 19 pense que l'intérêt de la CLCA pour les PME est a priori limité à celles qui sont déjà assez engagées dans des démarches ACV standards, et qui ont les compétences pour construire les modèles et les interpréter. Dans la plupart des cas les PME auraient probablement les compétences pour accéder à l'outil de calcul, mais les compétences pour l'interprétation sont moins disponibles. L'intérêt de la CLCA pour les PME dépend également de ce qu'elles produisent : si elles livrent un produit fini, l'intérêt sera probablement plus présent que si elles livrent un produit semi-fini (dont elles ne connaissent pas forcément l'usage final).

Expert 3 et Expert 5 pensent que l'approche CLCA reste encore trop au stade d'axe de recherche pour être exploité par les PME. Expert 13 pense que les ressources et les connaissances nécessaires à la CLCA rendent l'approche inaccessible aux PME. Il pense que la situation n'évoluera pas. Expert 14 rejoint ce point de vue. Expert 16 pense que l'ALCA suffit à répondre aux besoins des PME. Expert 10 quant à lui pense que l'ACV en générale ne devrait pas être pratiquée par les PME.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

**Question 20 – 21 : Should both approaches always be applied separately? If so, why? Isn't it a limitation for study outcomes? If not, what are the criteria to take into account to decide on their joint utilisation? What would be the advantage(s) of combining the two approaches?**

Les avis sont partagés.

Pour Expert 1, Expert 3, Expert 12; les deux approches ne peuvent pas être combinées, car elles répondent à des questions différentes (Expert 1, Expert 3). L'approche CLCA apporte une vision globale. (Expert 12). La combinaison serait source de confusion (Expert 17).

La CLCA estime uniquement une différence d'impacts. Une approche ALCA complémentaire peut être utile pour appréhender l'échelle des différences. (Expert 5). Expert 16 et Expert 20 pense que l'important est de répondre à la question posée, peu importe la méthodologie utilisée.

L'approche ALCA permet d'évaluer une production existante et l'approche CLCA permet d'évaluer les impacts des changements futurs pour celle-ci. Cela permet la comparaison des impacts passés et futurs: on met en perspective les impacts relatifs au changement par rapport à la situation passée (présente (?)). (Expert 7). Expert 8, Expert 13 et Expert 6 rejoignent Expert 7 sur ce point: la combinaison des deux approches dépend de la façon dont est conduit l'étude. Mais si on considère l'évaluation d'un changement (CLCA) et en même temps ce qui ne change pas (ALCA, pour identifier des voies d'amélioration) alors on mène les deux approches d'un coup donc elles sont effectivement complémentaires. Expert 13 précise que la combinaison se fait en fonction du contexte décisionnel. Il ne faut pas se lancer dans une analyse conséquentielle sans une approche attributionnelle comme base. Avant de procéder à une étude conséquentielle, il faut déjà bien maîtriser le produit ou la filière du point de vue attributionnel, et les analyses de sensibilité associées. Ensuite on pourrait passer à une approche conséquentielle, qui a besoin de s'appuyer sur des données robustes. (Expert 11 - concorde avec le point de vue de Expert 9, Expert 19, Expert 21 et Expert 1).

La combinaison dépend de la question à laquelle on veut répondre et les objectifs de l'étude. (Expert 2, Expert 4, Expert 6). Une combinaison permet potentiellement d'affiner la précision de l'étude en faisant par exemple des focus sur des éléments particuliers et/ou des études de sensibilité. (Expert 2). Cela permet d'avoir une vision plus complète du système: les impacts environnementaux sont liés au contexte technologique en ALCA et au contexte du marché en CLCA. ALCA et CLCA peuvent conduire à des conclusions différentes, un point critique identifié en ALCA peut devenir insignifiant dans les résultats CLCA, c'est une vision non négligeable, qu'il faut savoir interpréter. (Expert 10).

Il y a un besoin de clarifier comment présenter les résultats de manière à comprendre les différences et les enjeux des deux approches, et pouvoir faire des comparaisons. (Expert 1).

**Question 22 – 23 : One of the criticisms of the combination of ALCA and CLCA is that the results are not suitable neither for a normal ALCA, nor for the analysis of the impact of specific decisions/policies (Brander et al., 2009). What is your point of view? Does the utilisation of both approaches in parallel allow further refining the results? Under what conditions? (e.g. if there are large differences between the conclusions drawn from the two approaches, or conversely if the findings are quite similar).**

Certains prennent le parti de dire que si la combinaison permet de mieux répondre à la question d'origine, le problème ne se pose pas. (Expert 2, Expert 13). C'est au praticien de faire les choix méthodologiques permettant de tirer des conclusions de l'étude. (Expert 6). Expert 7 rejoint a priori ces points de vue. L'important est de répondre à la question, il faudrait restructurer l'approche ACV dans sa globalité si on souhaite que l'ACV devienne une approche normale apportant différents «angles de vue» (Expert 16). Si l'unité fonctionnelle est la même alors aucun problème d'interprétation.

D'autres expliquent que ALCA et CLCA ne peuvent être combinées (Expert 10, Expert 3, Expert 4). En effet les deux approches répondent à des questions différentes et leur combinaison ne ferait

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

qu'accroître le risque de confusion (Expert 3, point de vue rejoint par Expert 14). Les deux approches sont seulement complémentaires et concernent le processus de décisions à différents niveaux.

On ne peut pas étudier le changement d'un système sans d'abord connaître sa situation actuelle. En effet, pour prendre une décision à partir d'une telle étude, on a besoin d'étudier quels résultats d'impacts seraient obtenus à partir de valeur absolue des paramètres, permettant de mieux appréhender l'étude des variations marginales. (Expert 4, Expert 7, Expert 11). Il faut néanmoins faire attention à la question posée à l'origine des deux études. (Expert 11, Expert 12). Si on estime que les limites de l'approche ALCA sont atteintes et que l'étude ne permet pas de répondre à la question posée alors on peut passer à la conséquentielle. (Expert 12).

**Question 24 : Is the CLCA approach relevant to characterize the impact of a resource use[1]? Why? Which other approach could be used?**

Dans l'ensemble le panel d'experts interrogé semble convaincu de l'intérêt de la CLCA; pour les raisons suivantes:

- prendre en compte les substituts potentiels si la ressource étudiée est une ressource rare (Expert 1, Expert 6, Expert 21, Expert 9 cf réponse 2)
- prendre en compte les substituts potentiels que constituent la ressource étudiée, à la place d'être mise en décharge. (Expert 6)
- considérer les nombreux circuits économiques affectés par la consommation de la ressource. (Expert 12)
- Expert 13 fait remarquer que la plupart des méthodes LCIA existantes utilisées en CLCA adoptent une perspective conséquentielle.

Néanmoins, certains émettent des réserves ou des remarques:

- l'approche CLCA est pertinente si les effets marginaux sont pertinents. En effet la CLCA mesure uniquement les effets marginaux, donc pour une ressource l'utilisation en arrière-plan ne sera pas comptabilisée. L'approche ne paraît donc pas pertinente pour caractériser l'utilisation réelle d'une ressource. (Expert 4).
- Si on utilise l'approche CLCA seulement pour certaines ressources, on risque de compromettre l'homogénéité de l'évaluation des impacts. (Expert 8)
- L'approche conséquentielle serait plutôt pertinente pour caractériser des impacts géolocalisés. (Expert 11)
- D'autres approches, e.g. le "dynamic MFA", seraient pertinentes (Expert 9, Expert 11 sous forme de question ouverte)

**Question 25 : In your opinion, what are the impact categories and indicators relevant in the CLCA approach?**

Expert 1, Expert 2, Expert 4, Expert 5, Expert 7, Expert 12 et Expert 13 pensent que les catégories d'impacts pertinentes en CLCA restent les mêmes que celles considérées en ALCA. Néanmoins certaines catégories deviendront potentiellement pertinentes du fait du système élargi (Expert 1, Expert 9), par exemple l'affectation des sols (land-use), les impacts sur la biodiversité et les ressources (Expert 6). La sélection de catégories d'impacts est plus difficile en CLCA a priori, si on ne sait pas sur quel système on va impacter (Expert 19), elle est néanmoins nécessaire, comme en CLCA (Expert 19, Expert 20, Expert 18).

Aussi en considérant l'évolution temporelle en CLCA (cf. question 6), il faudrait se préoccuper d'une modélisation des impacts plus fine. (Expert 11)

Enfin Expert 10 pense que les méthodes LCIA utilisant une approche marginale sont pertinentes pour une évaluation CLCA. Les approches basées sur des perspectives moyennes ne le sont pas.

« Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques »

Expert 21 et Expert 14 pensent que cela dépend du public cible (par exemple, l'approche CLCA s'adresse plutôt aux décideurs, qui auront besoin d'un niveau d'agrégation supplémentaire des résultats midpoint).

**Question 26 : Weidema (2003) believes that ALCA determines the limits of the normative system, instead of basing the boundaries of the system on the causality or consequences reflecting actual behaviour. Do you agree?**

Expert 9 et Expert 12 sont a priori d'accord avec cette position. Expert 1, Expert 19 et Expert 2 pensent quant à eux que les limites du système sont définies en fonction des objectifs de l'étude, si une ALCA suffit pour y répondre, cela ne constitue pas une limite normative. Pour Expert 21, l'approche CLCA n'a d'intérêt que dans le cas où le système est élargi au niveau temporel (projection).

L'approche attributionnelle apporte une perspective incrémentale: on compare des scénarios. Dans ce sens-là c'est normatif. L'approche conséquentielle définit un contexte où l'on essaie de répondre à une question plus globale, avec une perspective de réponse en terme absolu. (Expert 11)

**Question 27 : Is the CLCA approach compatible with the ISO 14040-44 standards? Does it tend to give a greater degree of freedom of interpretation, which could be taken advantage of to support different views/interests, in a more or less transparent way?**

Expert 1, Expert 2, Expert 3, Expert 6, Expert 8, Expert 10, Expert 13, Expert 19, Expert 20 pensent que l'approche CLCA est compatible avec le standard ISO14040-44; 'à condition que l'étude reste transparente (Expert 1). Le standard est assez flexible pour permettre de travailler en CLCA. (Expert 6, Expert 11); et préconise l'expansion du système (Expert 8, Expert 10).

En revanche Expert 12 pense que l'approche CLCA est incompatible concernant la transparence des données d'inventaire considérées et les choix faits pour construire le(s) scénario(s). De plus le standard ISO est conçu pour permettre les analyses de sensibilité, risquant d'être effacé avec une approche conséquentielle. Expert 4, Expert 14, Expert 21 et Expert 7 pensent également que le standard devrait être adapté à la CLCA. Expert 15 pense également que le standard ISO a été développé pour la ALCA et qu'on ne peut pas se permettre de l'interpréter pour faire de la CLCA. Ils recommandent les guidelines de l'ILCD. Expert 17 pense que CLCA et ISO ne sont pas compatibles, du fait de la question de départ, du contexte d'utilisation et des méthodes d'allocation.

Il y a un besoin de définir le vocabulaire. Au niveau méthodologique il faudrait également établir des règles ou des recommandations pour le couplage de modèles de différents types (par exemple modèle macro-économique et modèle ACV). (Expert 2).

Un axe important de recherche porte sur la manière correcte de communiquer les résultats CLCA aux utilisateurs finaux, en tenant compte des incertitudes associées. Le praticien doit comprendre les limites de simplification du modèle, et doit mener une étude aussi complète que possible en restant transparent et en communiquant sur les hypothèses réalisées et les jugements de valeur ayant permis d'établir les scénarios étudiés. Les preneurs de décisions doivent être conscients de la complexité afin de faire une bonne utilisation des résultats dont ils disposent.

Pour Expert 5, la transparence repose sur la présentation de l'accumulation des impacts au fur et à mesure du temps. Le risque en reportant l'ensemble des impacts accumulés à la limite de l'horizon fixé est d'orienter les résultats vers une conclusion/recommandation plus ou moins biaisée.

Expert 7 pointe le manque de guidelines pour appliquer la méthode, malgré les travaux de Weidema qui mériteraient d'être complétés, notamment pour les cas où les changements ne sont pas marginaux. Plusieurs travaux sont néanmoins en cours.

Expert 16 pense que la communauté ACV devrait s'accorder sur l'approche CLCA.

### Annexe D: Schéma de l'Arbre de décision – Délivrable D3.1.

