

Mode de prise en compte de la fin de vie lors de la réalisation d'analyses de cycle de vie (ACV) « produits »

Etat de l'Art



**MODE DE PRISE EN COMPTE DE LA FIN DE VIE
LORS DE LA REALISATION
D'ANALYSES DE CYCLE DE VIE (ACV) "PRODUITS"**

ETAT DE L'ART

RAPPORT FINAL

juin 2011

Y. LE GUERN, C. PETIOT, E. SCHLOESING
- BIO Intelligence Service



Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégalement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

Avertissement :

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :
RECORD, Mode de prise en compte de la fin de vie lors de la réalisation d'analyses de cycle de vie (ACV) "produits". Etat de l'Art, 2011, 108 p, n°10-1019/1A

- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

© RECORD, 2011

RESUME

Au cours du cycle de vie d'un produit, des déchets peuvent être générés à chaque étape et le produit lui-même devient un déchet à la fin de son cycle de vie. Dans les analyses de cycle de vie (ACV), l'évaluation des impacts environnementaux et des bénéfices associés à la fin de vie des produits soulève différentes questions. Parmi les principales problématiques, on peut notamment citer la multifonctionnalité des filières de traitement des déchets, la prise en compte du cycle du carbone, l'échelle de temps des émissions et l'affectation des émissions des filières à un type de déchet spécifique.

Pour analyser ces différentes problématiques, plusieurs fiches ont été réalisées selon 3 angles d'approches : des fiches filières, des fiches méthode et une fiche base de données.

Ces fiches ont pour objectif de fournir au praticien ACV les informations dont il a besoin qu'il s'agisse d'identifier les enjeux clés liés à une filière de traitement en particulier, de choisir l'approche ou la formule à utiliser pour calculer la fin de vie de son produit ou de mieux appréhender les conséquences du choix d'utiliser une base de données plutôt qu'une autre.

MOTS CLES

Analyse de cycle de vie (ACV), fin de vie, recyclage, incinération, stockage, compostage, méthanisation, multifonctionnalité, méthode des stocks, substitution, allocation, cycle du carbone, émissions court terme, émissions long terme

SUMMARY

During the life cycle of a product, waste may be produced at each step and the product itself becomes waste at the end of its life cycle. In life cycle assessment (LCA), estimation of environmental impacts and benefits associated with the end of life of products raises many questions. Among the main issues, we can mention in particular the multifunctionality of waste treatment processes, the consideration of the carbon cycle, the time scale of emissions and the way to allocate emissions to a specific type of waste.

To analyse these various issues, several factsheets were realised with three points of view: factsheets on end-of-life treatment fields, factsheets on methods and a factsheet on databases.

These factsheets are intended to provide the LCA practitioner information needed to identify key issues related to a field in particular, to choose the approach or formula for calculating the end-of-life of the product or to better understand the consequences of choosing a database rather than another one.

KEY WORDS

Life Cycle Assessment (LCA), End of life, incineration, landfill, composting, biometanation, multifunctionality, stock method (cut off), substitution, allocation, carbon cycle, short-term emissions, long-term emissions

SOMMAIRE

1.	Introduction.....	5
1.1.	Positionnement de la problématique et objectifs de l'étude.....	5
1.2.	Présentation des fiches filières.....	6
1.3.	Présentation des fiches méthodes.....	7
1.4.	Présentation de la fiche Bases de données d'inventaires.....	9
1.5.	Schéma d'organisation des fiches.....	10
1.6.	Limites de l'étude.....	11
2.	Fiches filières.....	12
3.	Fiches méthodes.....	34
4.	Fiche bases de données.....	100
5.	Enseignements de l'étude.....	107

GLOSSAIRE

ACV : Analyse de Cycle de Vie
ICV : Inventaire de Cycle de Vie
ILCD : International Reference Life Cycle data System
ELCD : European Life Cycle Database

1. Introduction

1.1. Positionnement de la problématique et objectifs de l'étude

L'analyse de cycle de vie (ACV) est une méthode multi-étapes et multicritères, qui consiste à réaliser un bilan exhaustif des consommations de ressources et des émissions dans l'environnement (rejets air, eau, sols, déchets) au cours du cycle de vie. Les flux de matières et d'énergie prélevés et rejetés dans l'environnement à chacune des étapes sont ensuite agrégés pour quantifier différents types d'indicateurs d'impacts potentiels sur l'environnement (épouïsement des ressources naturelles non renouvelables, potentiel de réchauffement climatique, eutrophisation de l'eau,...).

Au cours du cycle de vie d'un produit, des déchets peuvent être générés à chaque étape et le produit lui-même devient un déchet à la fin de son cycle de vie. Ces déchets entraînent différents types d'impacts sur l'environnement, liés aux processus de collecte, de tri et de gestion. Ils peuvent également générer des bénéfices en permettant par exemple la production de matière première secondaire dans le cas du recyclage ou la production d'énergie dans le cas de l'incinération avec valorisation énergétique.

Les différents impacts et bénéfices associés à la fin de vie des déchets dépendent de nombreux paramètres et notamment des types de matériaux constituant les déchets et des filières de gestion des déchets. De plus, en matière d'analyse du cycle de vie, l'évaluation des impacts et bénéfices environnementaux liés la fin de vie des déchets dépend également des méthodologies appliquées ainsi que de la qualité des données utilisées.

Il ressort de ces éléments que la prise en compte de la fin de vie dans les analyses de cycle de vie est particulièrement délicate et soulève de nombreuses problématiques.

Dans ce contexte, l'association RECORD a souhaité lancer une étude visant à dresser un état de l'art sur les différents modes de prise en compte de la fin de vie lors de la réalisation d'analyses de cycle de vie de produits. En particulier, les objectifs de l'étude sont d'apporter des éléments de réponse aux questionnements suivants :

- Quelles sont les différentes approches pour prendre en compte la fin de vie dans les ACV? Quelles sont les spécificités et les fondements théoriques de chaque approche ? Quelles sont les formules de calcul à appliquer?
- Comment peut-on mettre en pratique ces différentes approches? Quelles sont les données et les inventaires de cycle de vie nécessaires? Dans quelles bases de données peut-on les trouver?
- Quelles sont les conséquences de l'utilisation des différentes approches sur les résultats d'ACV? Dans quelles mesures l'approche choisie influence-t-elle les résultats?
- Quelles recommandations peut-on faire par rapport à l'utilisation de ces différentes approches? Y a-t-il des approches plus pertinentes que d'autres en fonction des objectifs et du périmètre de l'étude ACV?

Pour répondre aux objectifs de l'étude, **trois types de fiches** ont été réalisées :

- des fiches sur les filières de fin de vie,
- des fiches sur les méthodes d'évaluation de la fin de vie,
- une fiche sur les bases de données d'inventaires de cycle de vie liés à la fin de vie.

Ces trois types de fiches ont été créés afin de permettre au praticien ACV de trouver rapidement des éléments de réponse aux questions qu'il peut être amené à se poser lorsqu'il souhaite évaluer les impacts liés à la fin de vie d'un produit.

Type de fiches	Types d'informations présentes
Fiches filières	Enjeux des filières de gestion des déchets vis-à-vis de l'ACV
Fiches méthodes	Spécificités et fondements des méthodes Formules de calculs à appliquer
Fiche bases de données	Données disponibles au sein des bases de données Hypothèses prises lors de l'établissement des données d'inventaires

Il faut préciser que l'objectif de l'étude est de présenter les approches les plus couramment utilisées et non pas de dresser un panorama exhaustif des approches existantes. Pour cette raison le périmètre de l'étude est limité et les fiches présentent les principales filières de gestion des déchets, les méthodes faisant le plus consensus à ce jour et les bases de données les plus couramment utilisées en ACV.

Ces fiches ont également pour but d'être autoportées afin d'en faciliter l'utilisation et de permettre d'appréhender rapidement les problématiques. De ce fait, un certain nombre d'informations sont redondantes entre les différentes fiches.

1.2. Présentation des fiches filières

Cinq principales filières de fin de vie ont été étudiées :

- **Recyclage**
- **Incinération**
- **Stockage**
- **Compostage**
- **Méthanisation**

Pour chacune des filières de fin de vie, le praticien ACV pourra trouver les informations suivantes :

- une **présentation de la filière** dans une optique ACV (fonctions et procédé),
- une présentation des **principaux enjeux méthodologiques** liés à la filière ainsi que des **renvois vers les fiches méthodes** correspondantes,
- une **liste des documents ACV de référence** sur la filière de fin de vie.

Pour chaque filière, les principales problématiques liées à la fin de vie en ACV sont différentes et sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Type de problématique	Recyclage	Incinération	Stockage	Compostage	Méthanisation
Multifonctionnalité des filières de traitement des déchets	X	X	X	X	X
Cycle du carbone et comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre		X	X	X	X
Echelle de temps des émissions			X		
Affectation des flux aux fractions de déchets		X	X	X	X

1.3. Présentation des fiches méthodes

La prise en compte de la fin de vie lors de la réalisation d'ACV de produits présente de nombreuses problématiques. Quatre grands types de problématiques ont été identifiés et détaillés dans le cadre de cette étude et ont donné lieu à la création de 11 fiches méthodes qui comportent les informations suivantes :

- la **méthodologie générale** : le principe de la méthode, le système considéré et les formules pour calculer l'inventaire,
- les **spécificités** de la méthode avec les points sur lesquels il faut porter une attention particulière,
- une **étude de cas** : lorsque cela est possible et pertinent, la méthode est illustrée par une étude de cas pratique portant sur la fin de vie d'un matériau donné.
- des **documents de référence** sur la méthode présentée.

Type de problématique	Description de la problématique
<p>Multifonctionnalité des filières de traitement des déchets</p>	<p>La plupart des filières de gestion des déchets sont des procédés multifonctionnels. En effet, dans la quasi-totalité des filières, la gestion des déchets s'accompagne :</p> <ul style="list-style-type: none"> - d'une valorisation matière (production de matière première secondaire dans le cas du recyclage ou de matière fertilisante dans le cas du compostage ou de la méthanisation), - et/ou d'une valorisation énergétique (production de chaleur et/ou d'électricité lors de l'incinération, production de biogaz lors du stockage ou de la méthanisation). <p>Si l'on s'intéresse de manière générale à l'évaluation des impacts environnementaux d'une filière de traitement de déchets, il peut être envisagé d'analyser les différentes fonctions à la fois.</p> <p>Cependant, dans la plupart des cas, le périmètre de l'étude ACV requiert d'analyser chacune des co-fonctions de façon séparée, c'est-à-dire soit la gestion des déchets, soit la production de matière ou d'énergie valorisée.</p> <ul style="list-style-type: none"> - La fiche méthode n°1 présente en détail la problématique de la multifonctionnalité et les principales méthodes existantes pour la résoudre en fonction du type d'étude ACV et de son caractère attributionnel ou conséquentiel. - Les fiches méthode n°2 à 5 détaillent les méthodes à appliquer dans le cas de la valorisation matière de type recyclage (méthode des stocks, substitution, substitution et allocation, allocation en fonction de flux physiques). - La fiche méthode n°6 détaille les méthodes à appliquer dans le cas de la valorisation matière de type production de fertilisants. - La fiche méthode n°7 détaille les méthodes à appliquer dans le cas de la valorisation énergétique. - La fiche méthode n°8 présente les formules de calcul générales à appliquer dans le cas d'une fin de vie dans les 3 filières les plus courantes en France qui sont : le stockage, l'incinération et le recyclage.
<p>Cycle du carbone et comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre liées au traitement des déchets</p>	<p>Au cours du traitement des déchets, le carbone contenu dans les déchets peut être transformé en dioxyde de carbone (CO₂), en méthane (CH₄) ou peut être séquestré.</p> <p>Selon qu'il s'agit de carbone d'origine biomasse ou d'origine fossile, la comptabilisation des flux associés au traitement des déchets doit être adaptée pour évaluer au mieux son effet sur le changement climatique.</p> <p>La fiche méthode n°9 décrit les méthodes de comptabilisation existantes pour les différentes filières de traitement des déchets et présente les développements en cours visant notamment à intégrer le stockage temporaire du carbone.</p>

Echelle de temps des émissions	<p>Le stockage des déchets génère des émissions de biogaz et de lixiviats qui se produisent respectivement sur plusieurs dizaines d'années ou plusieurs milliers d'années. Plusieurs questions se posent. Il s'agit d'une part de déterminer si les émissions à long terme doivent être prises en compte ou non dans les inventaires. Il s'agit d'autre part de déterminer la façon d'évaluer les impacts associés à ces émissions à long terme dès lors qu'elles sont prise en compte.</p> <p>La fiche méthode n°10 présente les différentes approches existantes.</p>
Affectation des flux aux fractions de déchets	<p>Les procédés de traitement des déchets sont conçus pour gérer des mélanges de déchets variés.</p> <p>Pour obtenir l'inventaire d'un procédé de traitement relatif à un déchet donné, il est nécessaire de définir des méthodes d'affectation des différents flux de la filière en fonction des types de déchets traités.</p> <p>Cette problématique est rencontrée par les développeurs de bases de données et ne concerne pas directement le praticien ACV. Cependant la fiche méthode n°11 présente les différentes approches existantes qu'il est important de connaître de façon à pouvoir interpréter les résultats d'ACV et comprendre les éventuels écarts observés entre différents inventaires issus de différentes bases de données.</p>

Le tableau suivant récapitule l'ensemble des 11 fiches méthodes réalisées dans le cadre de cette étude en précisant les études de cas et les indicateurs retenues pour illustrer les problématiques.

Titres des fiches	Matériau(x) étudié(s)	Indicateur(s) étudié(s)
n°1 – Multifonctionnalité	<i>Pas d'étude de cas</i>	
n°2 – Multifonctionnalité, Méthode des stocks, valorisation matière type recyclage	Papier graphique	Réchauffement climatique Epuisement des ressources en eau
n°3 – Multifonctionnalité, Substitution, valorisation matière type recyclage	PET	Epuisement des ressources fossiles
n°4 – Multifonctionnalité, Substitution et allocation, valorisation matière type recyclage	Aluminium	Réchauffement climatique
n°5 – Multifonctionnalité, Allocation en fonction de flux physiques, valorisation matière type recyclage	Carton	Acidification terrestre Epuisement des ressources fossiles
n°6 – Multifonctionnalité, Substitution, valorisation matière type production de fertilisants	Biodéchets ménagers	Réchauffement climatique Ecotoxicité en eau douce
n°7 – Multifonctionnalité, Substitution et allocation, valorisation énergétique	PVC	Réchauffement climatique Oxydation photochimique
n°8 – Multifonctionnalité, Substitution et allocation, approche multi-filières	<i>Pas d'étude de cas</i>	
n°9 – Cycle du carbone et comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre	<i>Pas d'étude de cas</i>	
n°10 – Echelle de temps des émissions	Aluminium, étain, PET, PU, bois non traité	Réchauffement climatique Ecotoxicité terrestre
n°11 – Affectation des flux aux fractions de déchets	Gypse, carton, peinture, PU	Réchauffement climatique Eutrophisation en eau douce

1.4. Présentation de la fiche Bases de données d'inventaires

Trois bases de données et logiciels parmi les plus reconnus en ACV ont été étudiés :

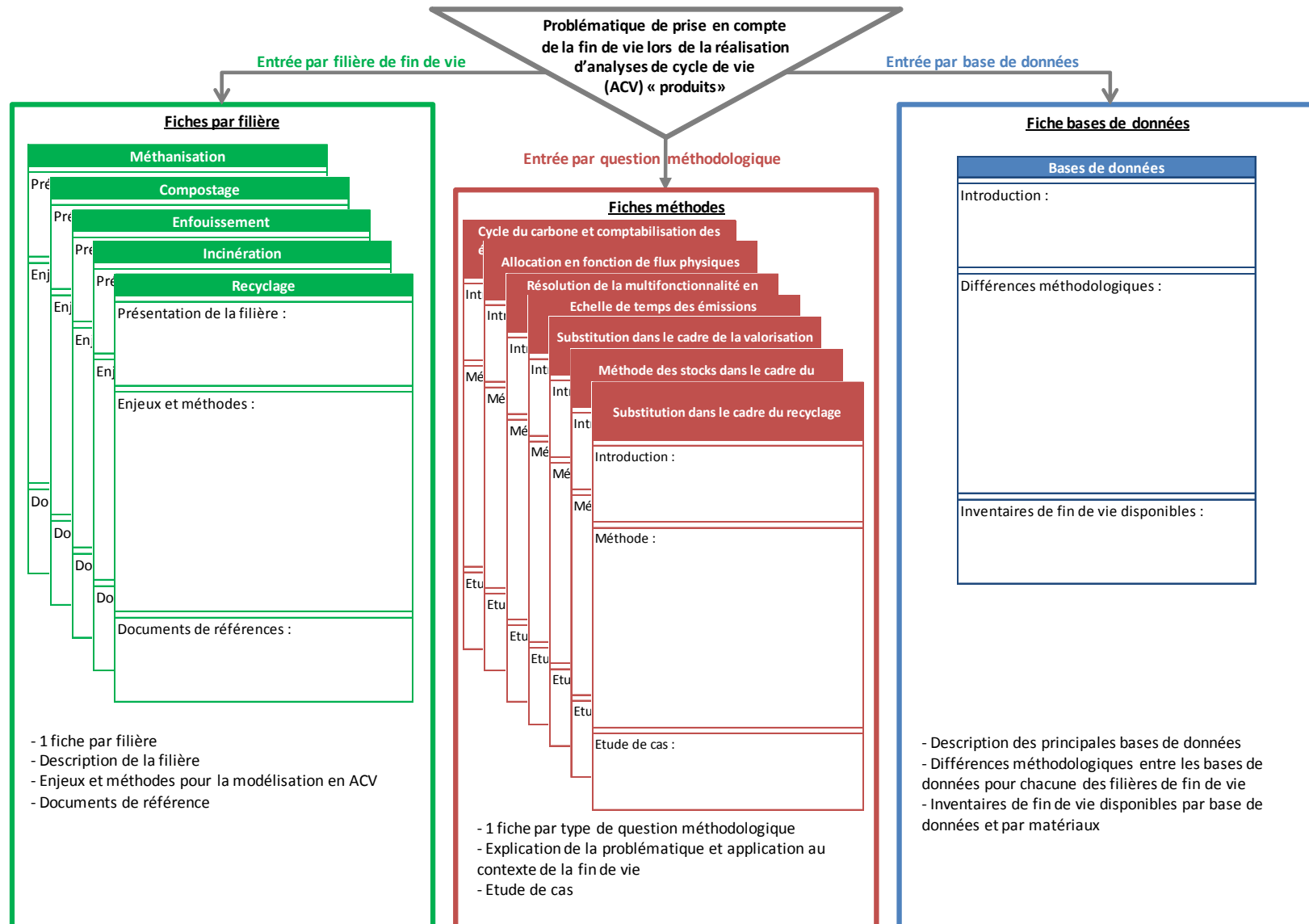
- **ELCD**, base de données d'inventaires développée par la Plateforme Européenne sur l'Analyse du Cycle de Vie et qui s'appuie, en ce qui concerne les filières de fin de vie, sur la base de données **Gabi** développée par PE (base intitulée dans cette étude « ELCD/Gabi »),
- **ecoinvent**, base de données d'inventaires développée par l'ecoinvent Centre et qui comprend également un outil excel permettant de paramétrer des compositions particulières de déchets,
- **Wisard**, logiciel développé par Ecobilan pour la réalisation d'ACV appliquées à la gestion des déchets.

Les bases de données « ELCD/Gabi » et ecoinvent ont été retenues car elles sont les plus reconnues et les plus utilisées par les praticiens ACV au niveau international. Le logiciel Wisard a également été étudié car c'était au cours des dernières années le logiciel de référence en France pour la modélisation de la fin de vie en ACV.

La fiche sur les bases de données présente :

- une **synthèse des différences méthodologiques entre les 3 bases de données** en ce qui concerne la fin de vie,
- une **synthèse des inventaires de fin de vie disponibles dans les 3 bases de données.**

1.5. Schéma d'organisation des fiches



1.6. Limites de l'étude

Ces trois types de fiches ont été créés afin de permettre au praticien ACV de trouver rapidement des éléments de réponse aux questions qu'il peut être amené à se poser lorsqu'il souhaite évaluer les impacts liés à la fin de vie d'un produit.

Il faut préciser que l'objectif de l'étude est de présenter les approches les plus couramment utilisées et non pas de dresser un panorama exhaustif des approches existantes. Pour cette raison le périmètre de l'étude est limité et les fiches présentent les principales filières de gestion des déchets, les méthodes faisant le plus consensus à ce jour et les bases de données les plus couramment utilisées en ACV.

L'objectif des fiches réalisées est de permettre au praticien ACV de trouver rapidement des éléments de réponse aux questions qu'il peut être amené à se poser lorsqu'il souhaite évaluer les impacts liés à la fin de vie d'un produit.

Les informations présentées se veulent le plus concrètes et opérationnelles possibles. Cependant, elles présentent un certain nombre de limites qu'il est important de noter :

- Certaines étapes de la fin de vie des produits ne sont pas incluses dans cette étude comme par exemple : la collecte, le tri ou le démantèlement des produits complexes multi-matériaux. En effet, cette étude est réalisée selon une approche mono-matériau en se focalisant sur la fin de vie des matériaux après démantèlement. Cependant ces étapes de fin de vie ne doivent pas être négligées lors de l'évaluation de la fin de vie de produits mono ou multi-matériaux.
- Seules les principales filières de gestion des déchets sont étudiées dans ce projet. Cependant il existe d'autres filières, telles que le réemploi par exemple, dont la prise en compte en ACV posent d'autres problématiques qui ne sont pas abordées dans cette étude.
- Le praticien ACV trouvera dans les fiches méthodes un panorama des méthodes les plus couramment utilisées et faisant le plus consensus à ce jour pour traiter la fin de vie en ACV. Cependant il existe de nombreuses autres méthodes en développement ou faisant l'objet d'articles de recherche.
- Enfin seules les principales bases de données (ecoinvent, ELCD (Gabi), wisard) ont été étudiées dans ce projet. Ces bases de données sont parmi les plus utilisées et reconnues par les praticiens ACV. Cependant d'autres bases de données existent et peuvent être utilisées pour l'évaluation de la fin de vie en ACV.

2. Fiches filières

FICHE FILIERE : RECYCLAGE

1. PRESENTATION DE LA FILIERE DANS UNE OPTIQUE D'ACV

1.1. Fonctions du recyclage

Le recyclage remplit deux fonctions :

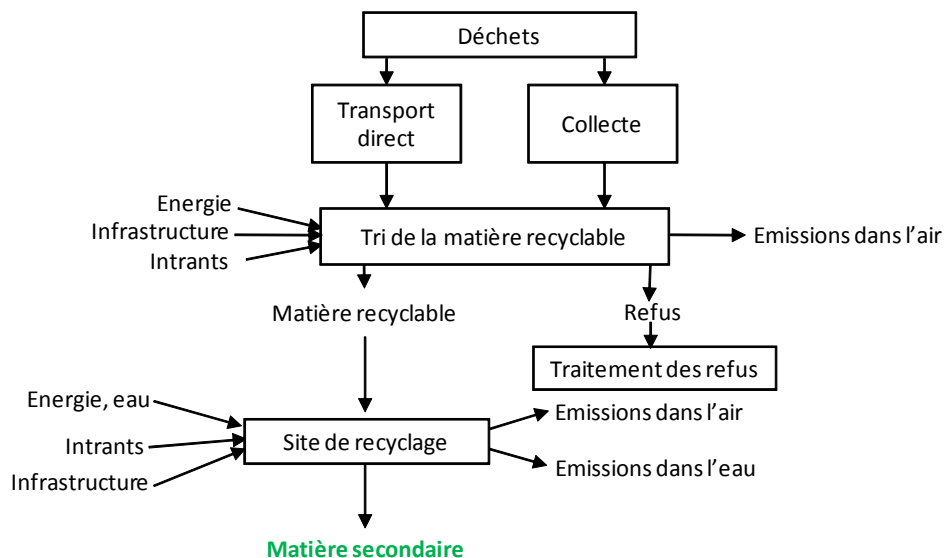
- c'est un mode de traitement des déchets,
- c'est un mode de production de matière secondaire.

1.2. Procédé et flux

Le fonctionnement d'une filière de recyclage comporte les étapes suivantes :

- le tri des déchets recyclables,
- la gestion des déchets non recyclables (refus),
- le recyclage à proprement dit des déchets en matière première secondaire.

Les principaux flux associés à une filière de recyclage sont présentés sur le schéma ci-dessous.



Procédé et flux liés au fonctionnement d'une filière de recyclage
(en vert : coproduit valorisé)

2. ENJEUX DU POINT DE VUE DE L'ACV

Deux aspects importants doivent être considérés lors de la comptabilisation des impacts environnementaux liés au recyclage :

- la multifonctionnalité du procédé,
- le type de boucle de recyclage.

2.1. Multifonctionnalité du procédé

Le recyclage permet de traiter les déchets et de produire de la matière première secondaire.

Si l'on s'intéresse de manière générale à l'évaluation des impacts environnementaux d'une filière de recyclage, il peut être envisagé d'analyser les deux fonctions à la fois.

Cependant, dans la plupart des cas et notamment dans les ACV de produits, il est nécessaire d'analyser chacune des co-fonctions de façon séparée. Cette résolution de la multifonctionnalité doit être effectuée avec une cohérence globale de façon à éviter tout double comptage pour un système qui pourrait à la fois utiliser de la matière recyclée et être envoyé en filière de recyclage en fin de vie.

Dans la mesure du possible, le choix de la méthode de résolution de la multifonctionnalité doit se faire en prenant en compte :

- les recommandations de l'ISO 14044 et donc en mettant en œuvre de façon prioritaire :
 - o les méthodes de subdivision,
 - o puis les méthodes de substitution,
 - o et enfin les méthodes d'allocation,
- le type d'étude ACV et donc son caractère attributionnel ou conséquentiel. En particulier, selon l'ILCD on peut citer 3 cas de figure :
 - o Situation A : les études d'aide à la décision « à petite échelle » qui sont généralement traitées avec une approche attributionnelle,
 - o Situation B : les études d'aide à la décision « à grande échelle » qui sont traitées avec une approche conséquentielle,
 - o Situation C : les études descriptives qui prennent ou non en compte les interactions entre systèmes (C1 ou C2) et qui sont traitées avec une approche attributionnelle.

→ Voir fiche méthode n°1

2.2. Types de boucle de recyclage

Selon l'ILCD, on peut distinguer 3 types de boucles de recyclage :

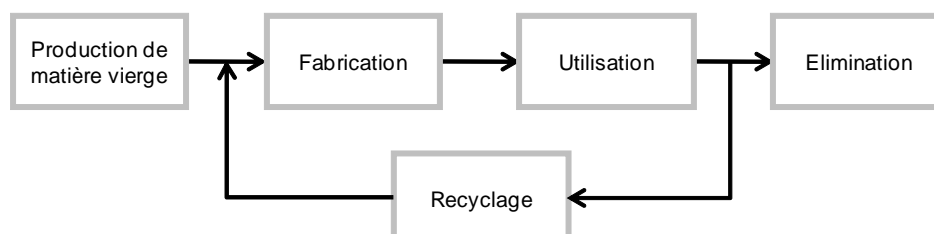
- les boucles fermées,
- les boucles ouvertes « avec même voie principale »,
- les boucles ouvertes « avec voies principales différentes ».

Dans les boucles fermées, les matériaux recyclés sont réutilisés dans le même système de produit et les matériaux recyclés viennent directement se substituer aux matériaux vierges utilisés.

On peut par exemple citer le recyclage de canettes en acier contenant du jus de fruit. Après avoir été utilisées, ces canettes sont recyclées en de nouvelles canettes et remplies à nouveau.

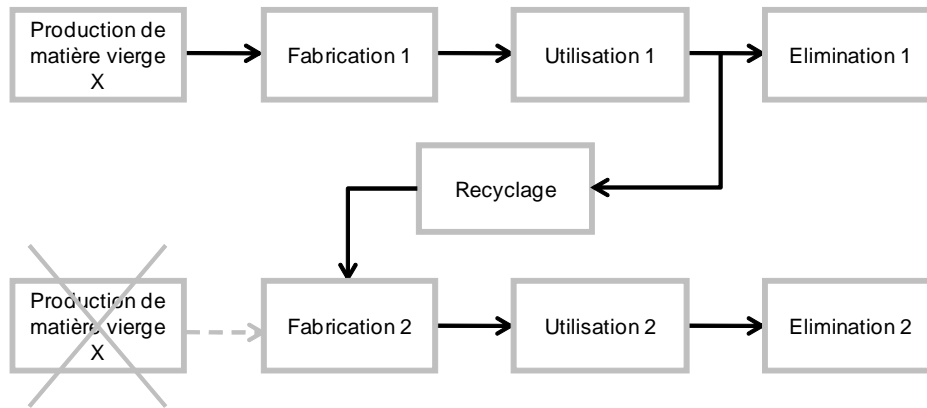
Il est important de noter qu'au sens strict, si la canette recyclée est remplie par un autre produit, comme par exemple du soda, il ne s'agit plus d'une boucle fermée (mais d'une boucle ouverte), puisqu'on a changé de système de produit. Cependant d'un point de vue ACV, on pourra considérer que l'on est en boucle fermée lorsque le produit qui intègre le matériau recyclé remplit la même fonction que le produit constitué de matière vierge. En l'occurrence dans l'exemple des canettes, la canette remplit la même fonction quel que soit son contenu. Malgré ces ajustements dans la définition, le recyclage en boucle fermée reste néanmoins une situation assez peu fréquente en réalité.

La figure ci-dessous schématise une boucle de recyclage fermée.



Dans les boucles ouvertes « avec même voie principale », les matériaux recyclés sont réutilisés dans un autre système de produit mais remplacent la même matière première. On peut par exemple citer le cas d'une canette en acier qui serait recyclée dans une clé en acier. Le recyclage de l'acier va remplacer la production d'acier vierge.

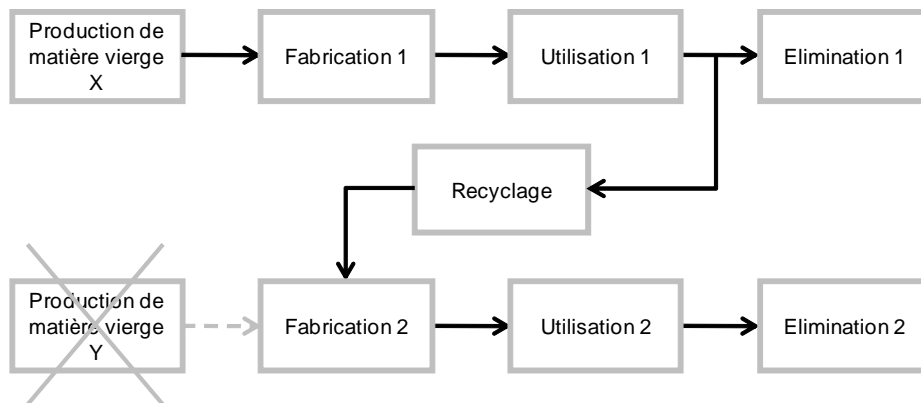
Il s'agit du cas de recyclage le plus classique. La figure ci-dessous schématise ce type de boucle.



Dans les boucles ouvertes « avec voies principales différentes », les matériaux recyclés sont réutilisés dans un autre système de produit et remplacent un autre type de matière première. On peut par exemple citer le recyclage de vieux papiers en boîtes d'œufs en cellulose moulée qui va remplacer la production de polystyrène.

Ce cas de figure est délicat car il est souvent difficile d'estimer quel matériau la matière recyclée va finalement remplacer. De plus il est également fréquent de ne pas connaître le produit ou le système dans lequel le matériau recyclé va être utilisé.

La figure ci-dessous schématise les boucles ouvertes « avec voies principales différentes ».



Une bonne connaissance des types de boucle de recyclage est importante pour ensuite bien modéliser le système associé.

On peut noter que la différenciation dans les boucles ouvertes est souvent basée sur le fait que la boucle de recyclage entraîne ou non des modifications des propriétés de la matière. C'est notamment la distinction proposée dans l'ISO 14044. Cependant, la différenciation proposée par l'ILCD sur le remplacement du même type de matière première ou non peut sembler plus pertinente pour ensuite bien modéliser les boucles de recyclage, surtout lorsqu'on cherche à évaluer des impacts évités. De plus, cette approche ILCD n'empêche pas de pouvoir prendre en compte d'éventuels changements dans les propriétés de la matière, par exemple en considérant que la matière secondaire remplace une quantité inférieure de matière vierge.

3. METHODES POUR LA MODELISATION DU RECYCLAGE

Les méthodes pour la modélisation du recyclage ont été largement débattues au cours des dernières années et de nombreuses approches ont été suggérées. Ces méthodes vont de méthodes très simples allouant l'ensemble des impacts et des bénéfices du recyclage au système aval à des méthodes plus complexes combinant différents types de répartition entre les systèmes amont et aval.

Certaines de ces méthodes sont basées sur les principes fondamentaux énoncés dans l'ISO 14044 pour résoudre les problèmes de multifonctionnalité, à savoir la substitution (ou encore appelée extension des frontières du système ou impacts évités) ou l'allocation. D'autres méthodes combinent à la fois la substitution et l'allocation. Enfin, d'autres méthodes dérivent d'approches plus conceptuelles comme par exemple la méthode dite « méthode des stocks ».

Les principales méthodes sont présentées ci-dessous.

3.1. Méthode des stocks (ou cut off)

La méthode des stocks est basée sur le concept d'un stock de matière récupérée à disposition. On ne considère aucun impact (ni positif, ni négatif) lorsque de la matière récupérée est envoyée vers le stock ou lorsque de la matière récupérée est prélevée du stock.

Pour le produit qui utilise de la matière récupérée, cela revient à bénéficier de matière récupérée sans impact (seul l'impact du procédé de recyclage est pris en compte). Pour le produit qui est envoyé vers le stock de matière récupérée, le recyclage se traduit par l'absence d'élimination et des impacts associés.

La méthode des stocks est principalement préconisée dans la norme NF P01-010 relative aux Fiches de Déclaration Environnementales et Sanitaires (FDES). Elle est également préconisée dans le BP X30-323 concernant l'affichage environnemental des produits de grande consommation pour le cas particulier des papiers.

De façon théorique, elle peut être utilisée pour tout type de boucle de recyclage. Cependant, cette méthode étant basée sur la notion de stock de matière conservant des caractéristiques physiques, elle est difficile à concevoir dans le cas de boucles de recyclage ouvertes « avec voies principales différentes ».

→ Voir fiche méthode n°2

3.2. Substitution (ou extension des frontières du système ou impacts évités)

La méthode de substitution consiste à ramener le procédé de recyclage à un procédé monofonctionnel en ôtant du système considéré la fonction non étudiée. Quand on s'intéresse à la fin de vie d'un produit dans une filière de recyclage, la fonction non étudiée est la production de matière première secondaire qui se substitue à de la production de matière vierge.

La méthode de substitution est une approche conséquentielle. Elle peut être utilisée dans des études ACV de type attributionnelle avec interactions ou conséquentielle afin de traduire respectivement les conséquences existantes ou potentielles du recyclage.

En tant que méthode de substitution, et compte tenu des recommandations de l'ISO 14044 et de l'ILCD :

- elle doit être appliquée de façon privilégiée par rapport aux méthodes d'allocation,
- elle ne doit pas être utilisée lorsque les objectifs de l'étude sont strictement attributionnels, à savoir lorsqu'il s'agit d'études ACV purement descriptives et ne tenant pas compte des interactions possibles entre le système étudié et d'autres systèmes éventuels.

Cette méthode s'applique à tout type de boucle de recyclage.

→ Voir fiche méthode n°3

3.3. Substitution et allocation en fonction de règles de marché

Le principe de la méthode consiste à analyser les différences entre un système théorique sans recyclage et en système théorique avec recyclage, puis à répartir ce différentiel entre les systèmes amont et aval en fonction de règles de marché.

Ce différentiel peut être alloué : au produit qui est recyclé en fin de vie (allocation 100:0), au produit qui incorpore de la matière recyclée (allocation 0:100) ou de façon équitable entre le produit qui est recyclé en fin de vie et le produit qui incorpore de la matière recyclée (allocation 50:50).

Comme pour la méthode de substitution pure :

- cette méthode doit être appliquée de façon privilégiée par rapport aux méthodes d'allocation,
- cette méthode ne doit pas être utilisée dans le cadre d'études ACV purement descriptives et ne tenant pas compte des interactions entre systèmes.

Cette méthode est adaptée pour le recyclage en boucle ouverte (avec même voie principale ou non). Elle est préconisée dans le BP X 30-323 concernant l'affichage environnemental des produits de grande consommation pour les matériaux suivants : acier, aluminium, verre, carton, plastique.

→ Voir fiche méthode n°4

3.4. Allocation en fonction de flux physiques

La méthode d'allocation en fonction des flux physiques est une approche attributionnelle permettant de répartir les impacts du recyclage (négatifs ou positifs) entre le système qui génère la matière à recycler et le système qui incorpore la matière recyclée.

L'allocation est faite en se basant sur des flux physiques réels, en tenant compte des propriétés physiques de la matière et du nombre d'utilisations successives de cette matière.

De manière générale, cette méthode doit être appliquée lorsque les méthodes de type substitution (ou encore appelées extension des frontières du système ou impacts évités) ne peuvent pas être mises en œuvre ou lorsque les objectifs de l'étude sont strictement attributionnels.

Par ailleurs, cette méthode étant basée sur des flux physiques réels, elle est difficile à concevoir dans le cas de boucles de recyclage ouvertes « avec voies principales différentes ».

→ Voir fiche méthode n°5

3.5. Bilan

Le tableau suivant présente une hiérarchisation des méthodes à utiliser dans chaque type de situation.

Type d'étude		Situation C2	Situations A et C1	Situation B	Contexte spécifique
Type d'approche		Attributionnelle pure	Attributionnelle avec interactions / conséquentielle	Conséquentielle	Spécifié dans le référentiel concerné
Type de méthode	Stock	+	+	+	
	Substitution	-	++	++	
	Substitution et allocation en fonction de règles de marché	-	++	++	
	Allocation en fonction des flux physiques	++	+	+	

Il s'agit uniquement de grandes orientations puisque le choix de la méthode peut également être gouverné par d'autres facteurs comme par exemple le manque de données disponibles pour la mise en œuvre d'une méthode particulière.

Une fois le choix de la méthode effectué, des spécificités sont à prendre en compte lors de la mise en œuvre de la méthode selon que l'on est dans une approche attributionnelle ou conséquentielle et selon le type de boucle de recyclage. Ces aspects sont abordés dans les fiches spécifiques à chaque méthode.

4. DOCUMENTS DE REFERENCE SUR LE RECYCLAGE

4.1. Documents normatifs

- **NF EN ISO 14 044 : 2006**, Management environnemental - Analyse de cycle de vie, 2006, (chapitre 4.3.4.3., p.17-18)
- **ISO/TR 14 049 :2000**, Management environnemental – Analyse de cycle de vie – Exemples d'application de l'ISO 14 041 traitant de la définition de l'objectif et du champ de l'étude et analyse de l'inventaire, 2000 (chapitre 8 p.25-35)
- **NF P01-010**, Déclaration environnementale et sanitaire des produits de construction, 2004 (chapitre 4.5.3., p.15)
- **ILCD Handbook**, General guide for Life cycle assessment – Detailed guidance, 2010 (chapitre 6.5 p. 70-93 et chapitre 14 p.343-365)
- **ILCD Handbook**, Specific guide for Life cycle inventory data sets, 2010 (chapitre 7.9.3. p.82-85)
- **PAS 2050**, Assessing the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services, 2008 (chapitre 8. p.22-23, annexe B p.29 et annexe D p.31.)
- **BP X 30-323**, Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation, chapitre A.5.5., p.17-20 (document en cours d'évolution)
- **The GhG Protocol**, A corporate accounting and reporting standard

4.2. Méthodologies utilisées par des organismes

- **Rapport méthodologique BEE**, Bilan environnemental des emballages, chapitre 2.4., p.10-17.

4.3. Publications

- **Allocation for Cascade Recycling System**, S. Kim, T. Hwang, Int. Journal LCA, 1997
- **Application of Markov Chain Model to Calculate the Average Number of Times of Use of a Material in Society**, H. Yamada, I. Daigo, Int. Journal LCA, 2006
- **Crediting Aluminium Recycling in LCA by demand or by disposal**, N. Frees, Int. Journal LCA, 2007
- **Emballages industriels: évaluation environnementales, économique et sociale de l'intérêt comparé entre réutilisation et usage unique**, RDC-Environnement, 2010
- **Evaluating Open-Loop Recycling Allocation Methods in LCA**, A. Nicholson, K. Smith, R. Morin, Clear Carbon, 2010
- **LCA of a Plastic Packaging Recycling System**, U. Arena, M. L. Mastellone, F. Perugini, Int. Journal LCA, 2003
- **Open-Loop Recycling: Criteria for Allocation Procedures**, T. Ekvall, AM. Tillman, Int. Journal LCA, 1997
- **US LCI Database Project Development Guidelines**, NREL, 2004

FICHE FILIERE : INCINERATION

1. PRESENTATION DE LA FILIERE DANS UNE OPTIQUE D'ACV

1.1. Fonctions de l'incinération

L'incinération avec valorisation énergétique¹ remplit deux fonctions principales :

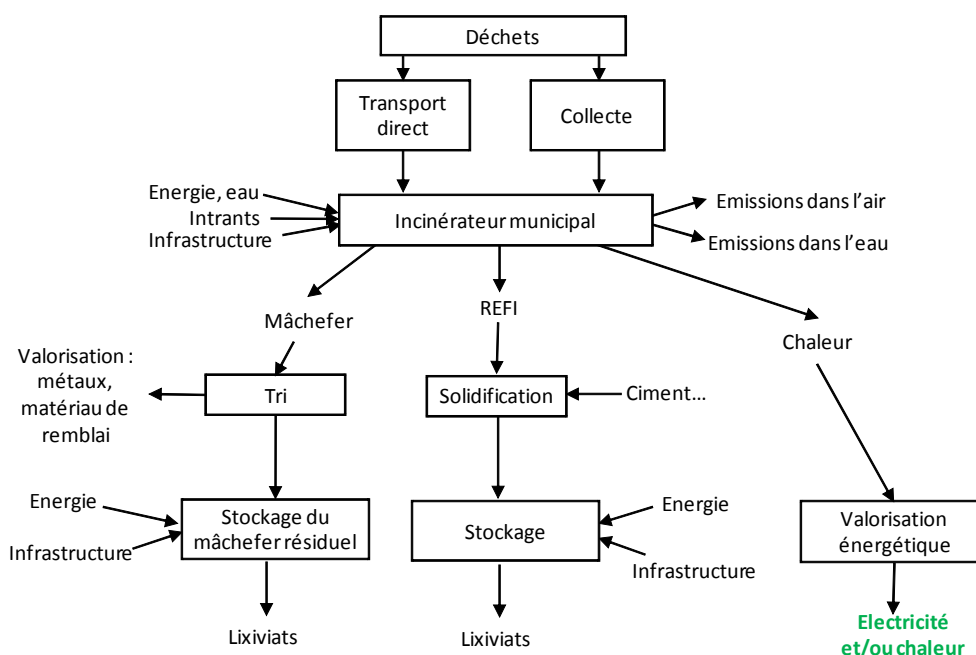
- c'est un mode de traitement des déchets par combustion,
- c'est un mode de production d'énergie sous forme de chaleur et/ou d'électricité.

1.2. Procédé et flux

Le fonctionnement d'un incinérateur avec valorisation énergétique implique les éléments suivants :

- l'incinérateur avec valorisation énergétique,
- le procédé de filtration et de neutralisation des fumées qui produit des REFI²,
- le procédé de solidification/stabilisation des REFI,
- le stockage des REFI stabilisés dans un centre de stockage,
- le stockage des mâchefers ou le tri et la valorisation des mâchefers (valorisation en matériau de remblai dans le BTP et le cas échéant récupération de métal).

Les principaux flux associés à l'incinération avec valorisation énergétique sont présentés ci-après :



Procédé et flux liés au fonctionnement d'une filière d'incinération, adapté d'après « LifeCycle Inventories of Waste Treatment Services », G. Doka 2003

(en vert : coproduit valorisé)

¹ On considère ici l'incinération avec valorisation énergétique. En effet, l'incinération sans valorisation est minoritaire en France et ne pose pas d'enjeux méthodologiques spécifiques qui ne seraient pas traités dans le cas de l'incinération avec valorisation.

² REFI = Résidus d'Épuration des Fumées d'Incinération

2. ENJEUX DU POINT DE VUE DE L'ACV ET METHODES POUR LA MODELISATION DE L'INCINERATION

Trois aspects importants doivent être considérés lors de l'évaluation des impacts environnementaux liés à l'incinération :

- la multifonctionnalité du procédé,
- l'affectation des flux spécifiques à la fraction de déchet considérée,
- la différenciation des émissions de dioxyde de carbone d'origine fossile et biogénique lors de la comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre.

2.1. Multifonctionnalité du procédé

L'incinération permet de traiter les déchets et d'obtenir un dégagement calorifique qui peut être valorisé sous forme de chaleur et/ou d'électricité. De façon secondaire, on obtient également des mâchefers qui peuvent être triés et valorisés sous forme de matière première secondaire (graves naturelles et le cas échéant métal).

Si l'on s'intéresse de manière générale à l'évaluation des impacts environnementaux d'une filière d'incinération, il peut être envisagé d'analyser les différentes fonctions à la fois.

Cependant, dans la plupart des cas et notamment dans les ACV de produits, il est nécessaire d'analyser chacune des co-fonctions de façon séparée.

Bien qu'il existe différentes approches pour résoudre la problématique de multifonctionnalité en ACV, celle-ci est presque exclusivement traitée par le biais de la méthode de substitution dans le cas de l'incinération. Cette méthode est selon l'ISO 14044 l'approche à privilégier de façon à éviter une procédure d'allocation des flux.

La méthode de substitution consiste à ramener un procédé plurifonctionnel à un procédé monofonctionnel en ôtant du système considéré la ou les fonctions non étudiées. Quand on s'intéresse à la fin de vie d'un produit dans une filière d'incinération, la principale fonction non étudiée est la production de chaleur et d'électricité qui se substitue à la production d'énergie par d'autres procédés. Il convient alors, en fonction du contexte et du caractère attributionnel ou conséquentiel de l'étude, d'estimer au mieux les impacts évités grâce à l'incinération, c'est-à-dire de déterminer au mieux à quels procédés conventionnels de production d'énergie l'incinération se substitue.

Par ailleurs, dans le cas où le produit qui utilise l'énergie issue de la valorisation énergétique est clairement identifié, ou dans le cas où un même produit utilise de l'énergie valorisée et est lui-même valorisé sous forme d'énergie en fin de vie, une approche de substitution et d'allocation peut être envisagée. Dans ces cas là, la méthode consiste alors à estimer les impacts évités et à les répartir entre le produit amont et le produit aval.

→ Voir fiche méthode n°7

2.2. Affectation des flux spécifiques à la portion de déchet considérée

Les filières d'incinération permettent de traiter un mélange de déchets variés. La problématique qui se pose est alors d'estimer les flux attribuables aux différents types de déchets.

Plusieurs approches permettent d'affecter les consommations et émissions de l'incinérateur à chaque type de déchet, en se basant notamment sur la composition et le pouvoir calorifique inférieur du déchet et en utilisant des coefficients de transfert.

→ Voir fiche méthode n°11

2.3. Différentiation des émissions de dioxyde de carbone d'origine fossile et biogénique lors de la comptabilisation des gaz à effet de serre

Le CO₂ est le produit final majoritaire de la combustion des composés carbonés en incinérateur. Pour la comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre, l'approche générale couramment employée ces dernières années consiste à ne pas prendre en compte les flux de CO₂ d'origine biomasse en considérant qu'ils appartiennent au cycle court du carbone et n'ont pas « d'effet notable » en termes de changement climatique. Dans ce cas, la démarche est la suivante :

- D'une part, l'absorption de CO₂ lors de la croissance des végétaux (photosynthèse) n'est pas considérée.
- D'autre part, lors du traitement des déchets en incinération, seul le CO₂ issu des déchets carbonés d'origine fossile doit être considéré.

Cependant, cette approche générale présente certaines limites et des développements méthodologiques sont en cours visant à comptabiliser l'ensemble des flux de CO₂ (d'origine biomasse et fossile) et le cas échéant à prendre en compte le stockage temporaire du carbone.

→ Voir fiche méthode n°9

3. DOCUMENTS DE REFERENCE SUR L'INCINERATION

3.1. Documents normatifs

- **NF EN ISO 14 044 : 2006**, Management environnemental - Analyse de cycle de vie, 2006, (chapitre 4.3.4., p.16)
- **ILCD Handbook**, General guide for Life cycle assessment – Detailed guidance, 2010 (chapitre 7.4.4.2. p. 242-244, chapitre 7.9.3. p. 266-272 et chapitre 14 p.343-365)
- **ILCD Handbook**, Specific guide for Life cycle inventory (LCI) data sets, 2010 (chapitre 6.8.4. p.36 et chapitre 7.9. p.78-85)
- **PAS 2050**, Assessing the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services, 2008 (chapitre 8. p.22-23 et annexe B p.29)
- **BP X 30-323**, Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation, chapitre A.5.4., p.16-18 (document en cours d'évolution)
- **NF P01-010**, Déclaration environnementale et sanitaire des produits de construction, 2004 (chapitre 4.5., p.14-16)
- **The GhG Protocol**, A corporate accounting and reporting standard

3.2. Publications

- **Waste Treatment in Product Specific LCI An Approach of Material-Related Modelling Part 1: Incineration**, M. Kremer, G. Goldhan, Int. Journal LCA, 1998
- **Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services**, G. Doka, Ecoinvent report No. 13. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2003
- **Incinération des ordures ménagères avec récupération de vapeur et/ou d'électricité**, Fiche Wisard, Ecobilan 2003
- **Environmental Assessment of Energy Production from Municipal Solid Waste Incineration**, C. Liamsanguan S.H. Gheewala Int. Journal LCA, 2007
- **LCA of PECK waste incineration technology**, G. Doka, Doka Ökobilanzen, 2002

FICHE FILIERE : STOCKAGE

1. PRESENTATION DE LA FILIERE DANS UNE OPTIQUE D'ACV

1.1. Fonctions du stockage

La fonction principale du stockage est de traiter les déchets.

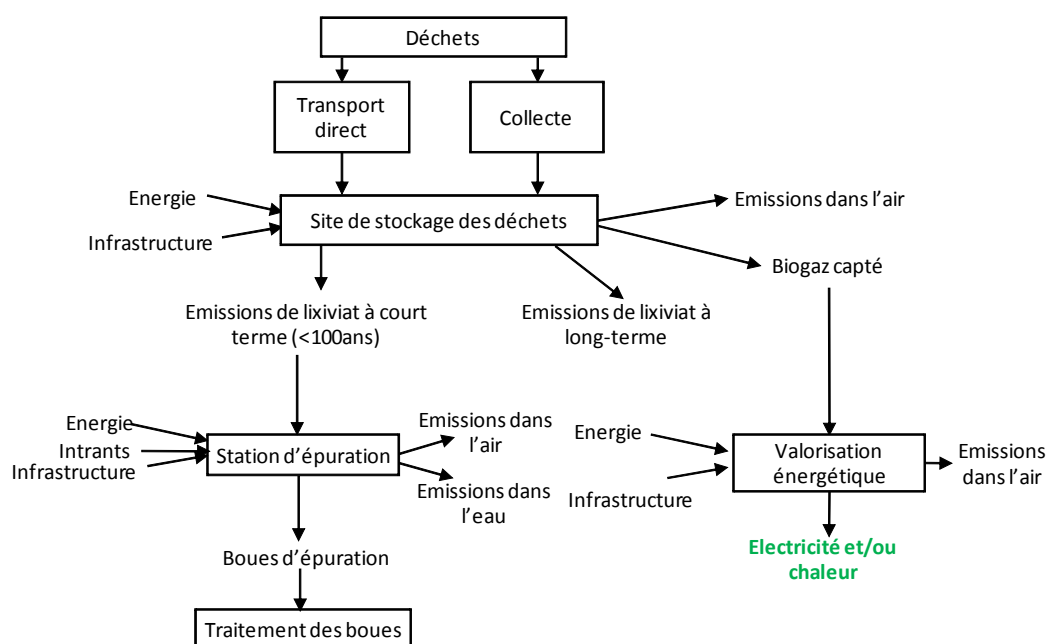
Dans le cas des centres de stockage avec valorisation du biogaz, on peut citer une seconde fonction qui est la production d'énergie.

1.2. Procédé et flux

Le fonctionnement d'un site de stockage implique les éléments suivants :

- le site de stockage,
- le captage du biogaz avec torchage ou valorisation énergétique,
- une station d'épuration pour le traitement des lixiviats,
- le traitement des boues issues de la station d'épuration.

Les principaux flux associés à la filière de stockage sont présentés sur le schéma ci-dessous :



Procédés et flux pour la filière de stockage (avec valorisation), adapté d'après « LifeCycle Inventories of Waste Treatment Services », G. Doka 2003 (en vert : coproduit valorisé)

2. ENJEUX DU POINT DE VUE DE L'ACV ET METHODES POUR LA MODELISATION DU STOCKAGE

Quatre aspects importants doivent être considérés lors de l'évaluation des impacts environnementaux liés au stockage des déchets :

- la multifonctionnalité du procédé,
- l'affectation des flux spécifiques à la fraction de déchet considérée,

- la prise en compte du cycle du carbone lors de la comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre,
- l'échelle de temps des émissions.

2.1. Multifonctionnalité du procédé

Dans le cas des sites de stockage avec valorisation du biogaz, le stockage permet de traiter les déchets et de produire de l'énergie.

Si l'on s'intéresse de manière générale à l'évaluation des impacts environnementaux d'une filière de stockage, il peut être envisagé d'analyser les différentes fonctions à la fois.

Cependant, dans la plupart des cas et notamment dans les ACV de produits, il est nécessaire d'analyser chacune des co-fonctions de façon séparée.

Bien qu'il existe différentes approches pour résoudre la problématique de multifonctionnalité en ACV, celle-ci est presque exclusivement traitée par le biais de la méthode de substitution dans le cas du stockage. Cette méthode est selon l'ISO 14044 l'approche à privilégier de façon à éviter une procédure d'allocation des flux.

La méthode de substitution consiste à ramener un procédé de traitement multifonctionnel à un procédé monofonctionnel en ôtant du système considéré les fonctions non étudiées. Quand on s'intéresse à la fin de vie d'un déchet dans une filière de stockage, la fonction non étudiée est la production de biogaz qui se substitue à une source d'énergie conventionnelle. Il convient alors, en fonction du contexte et du caractère attributionnel ou conséquentiel de l'étude, d'estimer au mieux les impacts évités grâce au biogaz, c'est-à-dire de déterminer au mieux à quels procédés conventionnels de production d'énergie il se substitue.

→ Voir fiche méthode n°7

2.2. Affectation des flux spécifiques à la fraction de déchet considérée

Les filières de stockage permettent de traiter un mélange de déchets variés. La problématique qui se pose est alors d'estimer les flux attribuables aux différents types de déchets.

Plusieurs approches permettent d'affecter les consommations et émissions du site de stockage à chaque type de déchet, en se basant notamment sur la composition du déchet et en utilisant des coefficients de transfert.

→ Voir fiche méthode n°11

2.3. Prise en compte du cycle du carbone lors de la comptabilisation des gaz à effet de serre

Lors du stockage de déchets issus du végétal, une part du carbone d'origine biomasse présent dans les déchets se décompose et produit du biogaz composé majoritairement de CH₄ et de CO₂. Les proportions de chacun de ces gaz varient fortement selon les conditions d'opération, la composition des déchets et le temps de stockage. La part de biogaz non captée (fuites) est émise dans l'environnement et la part de biogaz captée est brûlée (combustion du CH₄ en CO₂) avec ou sans valorisation énergétique selon les sites de stockage. En ce qui concerne la part de carbone d'origine biomasse qui ne se décompose pas, elle sort du cycle court du carbone et est considérée comme séquestrée.

Pour la comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre, l'approche générale couramment employée ces dernières années consiste à ne pas prendre en compte les flux de CO₂ d'origine biomasse en considérant qu'ils appartiennent au cycle court du carbone et n'ont pas « d'effet notable »

en termes de changement climatique. Dans ce cas, la démarche est la suivante :

- D'une part, l'absorption de CO₂ lors de la croissance des végétaux (photosynthèse) n'est pas considérée.
- D'autre part, lors du traitement des déchets en filière de stockage :
 - o les émissions de CO₂ (issues de la décomposition des déchets ou de la combustion du CH₄) ne sont pas comptabilisées car elles sont d'origine biomasse,
 - o les émissions de CH₄ sont considérées,
 - o un crédit carbone est alloué pour le carbone séquestré.

Cependant, cette approche générale présente certaines limites et des développements méthodologiques sont en cours visant à comptabiliser l'ensemble des flux de CO₂ (d'origine biomasse et fossile) et le cas échéant à prendre en compte le stockage temporaire du carbone.

→ Voir fiche méthode n°9

2.4. Echelles de temps des émissions

Le stockage des déchets génère des émissions dans la durée. On distingue en particulier deux types d'émissions : les émissions de biogaz qui s'étalent sur quelques dizaines d'années et les émissions de lixiviats qui peuvent s'étaler sur des dizaines de milliers d'années.

D'une manière générale, il est recommandé de prendre en compte l'ensemble des émissions en comptabilisant les flux dans deux catégories différentes :

- les émissions à court terme émises sur une période de 0 à 100 ans,
- les émissions à long terme émises après 100 ans.

Ensuite, il est recommandé de calculer et d'analyser les impacts liés aux émissions à long terme et les impacts liés aux émissions à court terme de façon séparée, en affectant éventuellement des facteurs de pondération différents aux indicateurs d'impact à court terme et à long terme.

→ Voir fiche méthode n°10

3. DOCUMENTS DE REFERENCE POUR LE STOCKAGE

3.1. Documents normatifs

- **NF EN ISO 14 044 : 2006**, Management environnemental - Analyse de cycle de vie, 2006, (chapitre 4.3.4., p.16)
- **ILCD Handbook**, General guide for Life cycle assessment – Detailed guidance, 2010 (chapitre 6.8.4. p.132-135, chapitre 7.4.3.7. p.225-232, chapitre 7.4.4.2. p.242-244 et chapitre 14 p.343-365)
- **ILCD Handbook**, Specific guide for Life cycle inventory (LCI) data sets, 2010 (chapitre 6.8.4. p.36 et chapitre 7.9. p.78-85)
- **PAS 2050**, Assessing the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services, 2008 (chapitre 8. p.22-23 et annexe B p.29)
- **BP X 30-323**, Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation, chapitre A.5.4., p.16-18 (document en cours d'évolution)
- **NF P01-010**, Déclaration environnementale et sanitaire des produits de construction, 2004 (chapitre 4.5., p.14-16)
- **The GhG Protocol**, A corporate accounting and reporting standard

3.2. Publications

- **Long-Term Emissions from Landfills Should Not be Disregarded**, G.Finnveden and P.H. Nielsen, Int. Journal of LCA, 1999
- **Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services**, G. Doka, Ecoinvent report No. 13. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2003
- **Enfouissement technique des ordures ménagères avec traitement des lixiviats et du biogaz**, Fiche Wisard, Ecobilan 2003
- **Conference Reports: 22nd Discussion Forum on LCA – Evaluation of long-term impacts in LCA**, S. Hellweg and Frischknecht , Int. Journal of LCA, 2004
- **Assessing Long-term Effects of Municipal Solid Waste**, G. Doka, 2005
- **Waste Treatment and Assessment of Long-Term Emissions**, G. Doka and R. Hirschler, Int. Journal of LCA, 2005
- **Gone...but not away - Addressing the problem of long-term impacts from landfills in LCA**, M. Hauschild, S.I. Olsen, E. Hansen, A. Schmidt, Int. Journal of LCA, 2008

FICHE FILIERE : COMPOSTAGE

1. PRESENTATION DE LA FILIERE DANS UNE OPTIQUE D'ACV

1.1. Fonctions du compostage

Le compostage est un procédé de dégradation des déchets organiques dans des conditions aérobies contrôlées.

Le principe général est illustré par la réaction suivante :



Le compostage remplit deux fonctions principales :

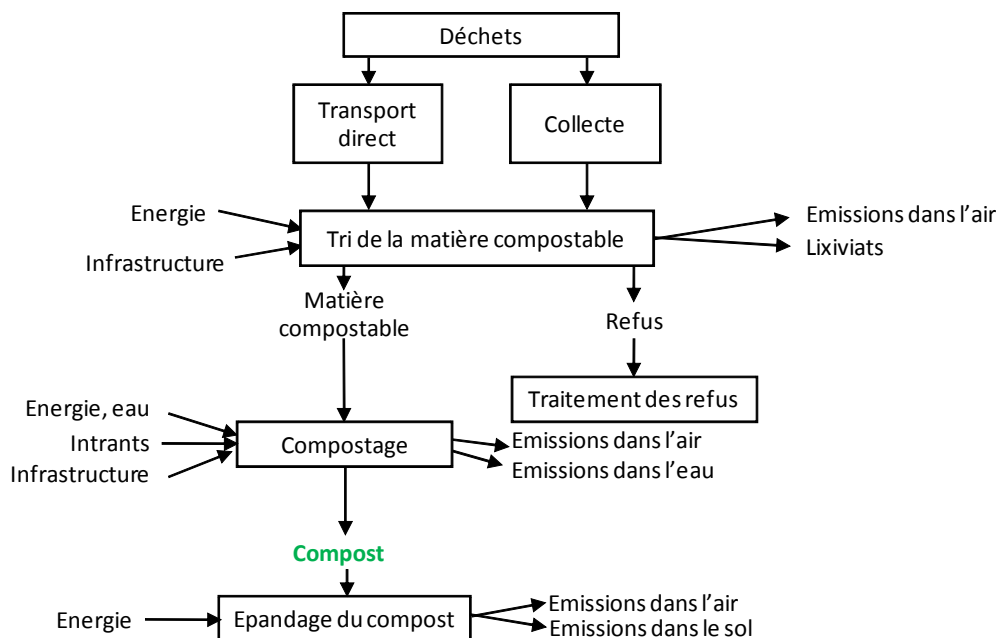
- c'est un mode de traitement des déchets organiques,
- c'est un mode de production de matière organique stabilisée : le compost. Le compost peut servir de fertilisant et permet d'améliorer la structure des sols et la biodisponibilité en éléments nutritifs.

1.2. Procédé et flux

Le fonctionnement d'un site de compostage industriel implique les éléments suivants :

- le tri des déchets compostables,
- la gestion des déchets non compostables (refus),
- le procédé de compostage permettant la transformation de la matière organique en compost.

Les principaux flux associés à la filière de compostage sont présentés sur le schéma ci-dessous :



Procédés et flux pour la filière compostage
(en vert : coproduit valorisé)

2. ENJEUX DU POINT DE VUE DE L'ACV ET METHODES POUR LA MODELISATION DU COMPOSTAGE

Trois aspects importants doivent être considérés lors de l'évaluation des impacts environnementaux liés au compostage des déchets :

- la multifonctionnalité du procédé,
- l'affectation des flux spécifiques à la fraction de déchet considérée,
- la prise en compte du cycle du carbone lors de la comptabilisation des gaz à effet de serre.

2.1. Multifonctionnalité du procédé

Le compostage permet de traiter les déchets et d'obtenir du compost, matériau organique stabilisé, qui peut être utilisé comme amendement ou matière fertilisante s'il correspond à des critères de qualité normalisés.

Si l'on s'intéresse de manière générale à l'évaluation des impacts environnementaux d'une filière de compostage, il peut être envisagé d'analyser les différentes fonctions à la fois.

Cependant, dans la plupart des cas et notamment dans les ACV de produits, il est nécessaire d'analyser chacune des co-fonctions de façon séparée.

Bien qu'il existe différentes approches pour résoudre la problématique de multifonctionnalité en ACV, celle-ci est presque exclusivement traitée par le biais de la méthode de substitution dans le cas du compostage. Cette méthode est selon l'ISO 14044 l'approche à privilégier de façon à éviter une procédure d'allocation des flux.

La méthode de substitution consiste à ramener un procédé de traitement multifonctionnel à un procédé monofonctionnel en ôtant du système considéré la fonction non étudiée. Quand on s'intéresse à la fin de vie d'un déchet dans une filière de compostage, la fonction non étudiée est la production de compost.

Deux approches sont alors possibles pour prendre en compte les impacts évités :

- Dans une approche simple, on considère que la production de compost se substitue à la production d'engrais de synthèse (ou engrais minéral).
- Dans une approche plus fine, on prend en compte l'usage du fertilisant et on considère que la production et l'épandage de compost se substituent à la production et à l'épandage d'engrais de synthèse.

Il faut noter qu'avec ces deux approches, seule la fonction fertilisante du compost est prise en compte pour évaluer les impacts évités. En effet, à ce jour, on ne dispose pas de modèles simples pour prendre en compte les autres fonctions du compost telles que l'amélioration de la structure des sols et l'amélioration de la biodisponibilité en éléments nutritifs. Il faut donc garder à l'esprit que ces deux approches ne permettent qu'une approximation des impacts évités.

→ Voir fiche méthode n°6

2.2. Affectation des flux spécifiques à la fraction de déchet considérée

Les filières de compostage permettent de traiter des déchets organiques variés. La problématique qui se pose est alors d'estimer les flux attribuables aux différents types de déchets organiques. Plusieurs approches permettent d'affecter les consommations et émissions de l'installation de compostage à chaque type de déchet, en se basant notamment sur la composition du déchet et en utilisant des coefficients de transfert.

→ Voir fiche méthode n°11

2.3. Prise en compte du cycle du carbone lors de la comptabilisation des gaz à effet de serre

Lorsque les conditions aérobies sont correctement contrôlées, le compostage des déchets organiques donne lieu à des émissions de CO₂ alors que les émissions de CH₄ sont quasi négligeables. Après épandage du compost, la part de carbone qui ne se décompose pas sort du cycle court du carbone et est considérée comme séquestrée.

Pour la comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre, l'approche générale couramment employée ces dernières années consiste à ne pas prendre en compte les flux de CO₂ d'origine biomasse en considérant qu'ils appartiennent au cycle court du carbone et n'ont pas « d'effet notable » en termes de changement climatique. Dans ce cas, la démarche est la suivante :

- D'une part, l'absorption de CO₂ lors de la croissance des végétaux (photosynthèse) n'est pas considérée.
- D'autre part, lors du traitement des déchets en filière de compostage :
 - o les émissions de CO₂ ne sont pas comptabilisées car elles sont d'origine biomasse,
 - o un crédit carbone est alloué pour le carbone séquestré.

Cependant, cette approche générale présente certaines limites et des développements méthodologiques sont en cours visant à comptabiliser l'ensemble des flux de CO₂ (d'origine biomasse et fossile) et le cas échéant à prendre en compte le stockage temporaire du carbone.

→ Voir fiche méthode n°9

3. DOCUMENTS DE REFERENCE POUR LE COMPOSTAGE

3.1. Documents normatifs

- **NF EN ISO 14 044 : 2006**, Management environnemental - Analyse de cycle de vie, 2006, (chapitre 4.3.4., p.16)
- **ILCD Handbook**, General guide for Life cycle assessment – Detailed guidance, 2010 (chapitre 7.4.3.7. p.225-232, chapitre 7.4.4.2. p.242-244 et chapitre 14 p.343-365)
- **ILCD Handbook**, Specific guide for Life cycle inventory (LCI) data sets, 2010 (chapitre 6.8.4. p.36 et chapitre 7.9. p.78-85)
- **PAS 2050**, Assessing the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services, 2008 (chapitre 8. p.22-23 et annexe B p.29)
- **BP X 30-323**, Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation, chapitre A.5.4., p.16-18 (document en cours d'évolution)
- **The GhG Protocol**, A corporate accounting and reporting standard
- **Climate change, Mitigation of climate change**, IPCC, 2007 (Chapitre 8.)
- **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Chapter 4 : Biological treatment of solid waste**, IPCC, 2006

3.2. Publications

- **Life Cycle Inventory and Life Cycle Assessment for Windrow Composting Systems**, Recycled Organics Unit, The University of New South Wales, 2006
- **Environmental impact of two aerobic composting technologies using life cycle assessment**, E. Cadena et al., Int. Journal of LCA, 2009

- **LCA of the application of compost from organic municipal solid waste in horticulture fertilization**, J. M. Blanco et al., 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Zurich, 2008
- **Compostage des ordures ménagères et des déchets verts**, Fiche Wisard, Ecobilan, 2003
- **Waste management options and climate change**, AEA Technology, 2001
- **Impacts environnementaux de la gestion biologique des déchets**, ADEME, 2005
- **Application de la méthode Bilan Carbone® aux activités de gestion des déchets**, étude RECORD n°07-1017/1A, 2008

FICHE FILIERE : METHANISATION

1. PRESENTATION DE LA FILIERE DANS UNE OPTIQUE D'ACV

1.1. Fonctions de la méthanisation

La méthanisation est un procédé de dégradation des déchets organiques dans des conditions anaérobies contrôlées. Le principe général est illustré par la réaction suivante :



La méthanisation remplit trois fonctions principales :

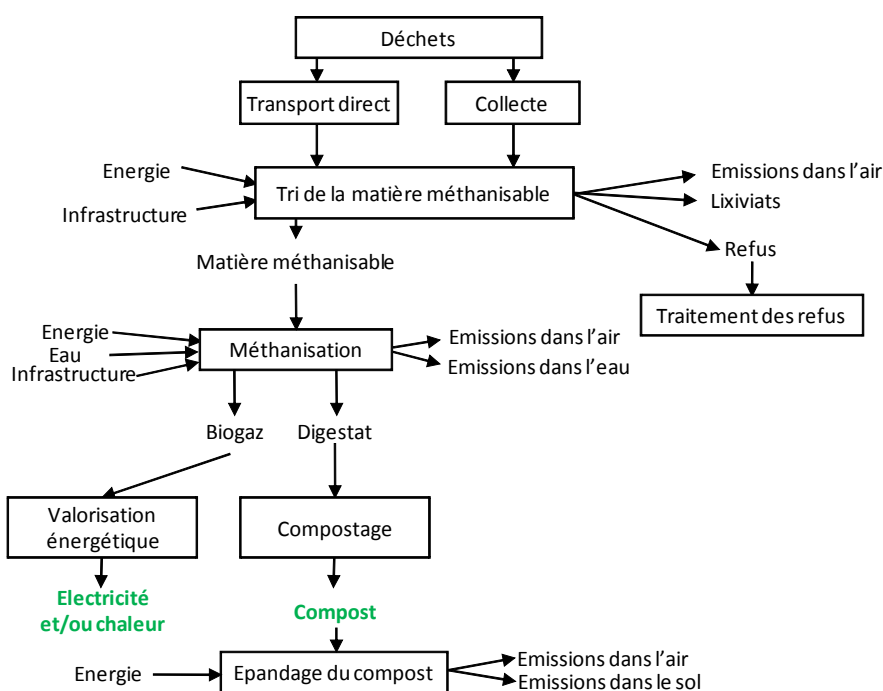
- c'est un mode de traitement des déchets organiques,
- c'est un mode de production d'énergie : le biogaz peut être brûlé pour produire de la chaleur et/ou de l'électricité ou il peut être utilisé comme carburant,
- c'est un mode de production de produit résiduaire organique : le digestat. Le digestat peut être épandu pour un usage agricole, soit directement en sortie de l'installation de méthanisation soit après stabilisation par compostage. Il sert de fertilisant et permet d'améliorer la structure des sols et la biodisponibilité en éléments nutritifs.

1.2. Procédé et flux

Le fonctionnement d'un site de méthanisation implique les éléments suivants :

- le tri des déchets et la gestion des déchets non méthanisables (refus),
- le procédé de méthanisation,
- le compostage éventuel des digestats,
- la valorisation du biogaz et du compost (ou du digestat).

Les principaux flux associés à la filière de méthanisation sont présentés sur le schéma ci-dessous :



**Procédés et flux pour la filière méthanisation
(en vert : coproduit valorisé)**

2. ENJEUX DU POINT DE VUE DE L'ACV ET METHODES POUR LA MODELISATION DE LA METHANISATION

Trois aspects importants doivent être considérés lors de l'évaluation des impacts environnementaux liés à la méthanisation des déchets :

- la multifonctionnalité du procédé,
- l'affectation des flux spécifiques à la fraction de déchet considérée,
- la prise en compte du cycle du carbone lors de la comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre.

2.1. Multifonctionnalité du procédé

La méthanisation permet de traiter les déchets et d'obtenir du biogaz et un produit résiduaire organique (digestat ou compost).

Si l'on s'intéresse de manière générale à l'évaluation des impacts environnementaux d'une filière de méthanisation, il peut être envisagé d'analyser les différentes fonctions à la fois.

Cependant, dans la plupart des cas et notamment dans les ACV de produits, il est nécessaire d'analyser chacune des co-fonctions de façon séparée.

Bien qu'il existe différentes approches pour résoudre la problématique de multifonctionnalité en ACV, celle-ci est presque exclusivement traitée par le biais de la méthode de substitution dans le cas de la méthanisation. Cette méthode est selon l'ISO 14044 l'approche à privilégier de façon à éviter une procédure d'allocation des flux.

La méthode de substitution consiste à ramener un procédé de traitement multifonctionnel à un procédé monofonctionnel en ôtant du système considéré les fonctions non étudiées. Quand on s'intéresse à la fin de vie d'un déchet dans une filière de méthanisation, les fonctions non étudiées sont la production de biogaz et de produit résiduaire organique (digestat ou compost).

En ce qui concerne le biogaz, il se substitue à une source d'énergie conventionnelle. Il convient alors, en fonction du contexte et du caractère attributionnel ou conséquentiel de l'étude, d'estimer au mieux les impacts évités grâce au biogaz, c'est-à-dire de déterminer au mieux à quels procédés conventionnels de production d'énergie il se substitue.

→ Voir fiche méthode n°7

En ce qui concerne le produit résiduaire organique (digestat ou compost), deux approches sont possibles pour prendre en compte les impacts évités :

- Dans une approche simple, on considère que le produit résiduaire organique se substitue à la production d'engrais de synthèse.
- Dans une approche plus fine, on prend en compte l'usage du fertilisant et on considère que la production et l'épandage du produit résiduaire organique se substituent à la production et à l'épandage d'engrais de synthèse.

Il faut noter qu'avec ces deux approches, seule la fonction fertilisante du produit résiduaire organique est prise en compte pour évaluer les impacts évités. En effet, à ce jour, on ne dispose pas de modèles simples pour prendre en compte les autres fonctions du digestat ou du compost telles que l'amélioration de la structure des sols et l'amélioration de la biodisponibilité en éléments nutritifs. Il faut donc garder à l'esprit que ces deux approches ne permettent qu'une approximation des impacts évités.

→ Voir fiche méthode n°6

2.2. Affectation des flux spécifiques à la fraction de déchet considérée

Les filières de méthanisation permettent de traiter des déchets organiques variés : déchets d'industries agro-alimentaires, déchets verts, boues de stations d'épuration, graisses, déchets issus de l'élevage (fumier, lisier), résidus des cultures (pailles, tontes, fanes).

La problématique qui se pose est alors d'estimer les flux attribuables aux différents types de déchets organiques. Plusieurs approches permettent d'affecter les consommations et émissions de l'installation de méthanisation à chaque type de déchet, en se basant notamment sur la composition et le pouvoir méthanogène des déchets et en utilisant des coefficients de transfert.

→ Voir fiche méthode n°11

2.3. Prise en compte du cycle du carbone lors de la comptabilisation des gaz à effet de serre

La dégradation anaérobie des déchets donne lieu à l'émission de biogaz (composé majoritairement de CO₂ et de CH₄) qui est capté pour ensuite être valorisé sous forme d'énergie. Dans les installations récentes, les émissions directes de gaz à effet de serre (fuites) sont quasi négligeables. Le digestat (résidu de la méthanisation) peut ensuite être composté. Après épandage du compost, la part de carbone qui ne se décompose pas sort du cycle court du carbone et est considérée comme séquestrée.

Pour la comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre, l'approche générale couramment employée ces dernières années consiste à ne pas prendre en compte les flux de CO₂ d'origine biomasse en considérant qu'ils appartiennent au cycle court du carbone et n'ont pas « d'effet notable » en termes de changement climatique. Dans ce cas, la démarche est la suivante :

- D'une part, l'absorption de CO₂ lors de la croissance des végétaux (photosynthèse) n'est pas considérée.
- D'autre part, lors du traitement des déchets en filière de méthanisation :
 - o les émissions de CO₂ issues de la combustion du biogaz ne sont pas comptabilisées car elles sont d'origine biomasse,
 - o un crédit carbone est alloué pour le carbone séquestré.

Cependant, cette approche générale présente certaines limites et des développements méthodologiques sont en cours visant à comptabiliser l'ensemble des flux de CO₂ (d'origine biomasse et fossile) et le cas échéant à prendre en compte le stockage temporaire du carbone.

→ Voir fiche méthode n°9

3. DOCUMENTS DE REFERENCE POUR LA METHANISATION

3.1. Documents normatifs

- **NF EN ISO 14 044 : 2006**, Management environnemental - Analyse de cycle de vie, 2006, (chapitre 4.3.4., p.16)
- **ILCD Handbook**, General guide for Life cycle assessment – Detailed guidance, 2010 (chapitre 7.4.3.7. p.225-232, chapitre 7.4.4.2. p.242-244 et chapitre 14 p.343-365)
- **ILCD Handbook**, Specific guide for Life cycle inventory (LCI) data sets, 2010 (chapitre 6.8.4. p.36 et chapitre 7.9. p.78-85)
- **PAS 2050**, Assessing the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services, 2008 (chapitre 8. p.22-23 et annexe B p.29)

- **BP X 30-323**, Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation, chapitre A.5.4., p.16-18 (document en cours d'évolution)
- **The GhG Protocol**, A corporate accounting and reporting standard
- **Climate change, Mitigation of climate change**, IPCC, 2007 (Chapitre 8.)
- **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Chapter 4 : Biological treatment of solid waste**, IPCC, 2006

3.2. Publications

- **Méthanisation des ordures ménagères et des déchets verts**, Fiche Wisard, Ecobilan, 2003
- **Waste management options and climate change**, AEA Technology, 2001
- **Impacts environnementaux de la gestion biologique des déchets**, ADEME, 2005
- **Application de la méthode Bilan Carbone® aux activités de gestion des déchets**, étude RECORD n°07-1017/1A, 2008

3. Fiches méthodes

FICHE METHODE N°1 : MULTIFONCTIONNALITE

TOUTES FILIERES

1. INTRODUCTION

Les filières de traitement des déchets sont souvent des procédés multifonctionnels qui permettent à la fois de gérer les déchets et de générer un produit valorisable comme la matière première secondaire, le compost, la chaleur...

Si l'on s'intéresse de manière générale à l'évaluation des impacts environnementaux d'une filière de traitement de déchets, il peut être envisagé d'analyser les différentes fonctions à la fois.

Cependant, dans la plupart des cas, le périmètre de l'étude ACV requiert d'analyser chacune des co-fonctions de façon séparée, c'est-à-dire soit la gestion des déchets, soit la production de co-produit.

Pour traiter les procédés remplissant plusieurs fonctions ou plus généralement les procédés produisant plusieurs co-produits, l'ISO 14044 et l'ILCD recommandent trois types d'approches permettant d'évaluer les impacts environnementaux associés à une seule fonction ou à un seul co-produit. De manière générale, l'ISO 14044 et l'ILCD hiérarchisent ces méthodes et préconisent de les mettre en œuvre dans l'ordre suivant :

1. la subdivision,
2. l'extension du système (ou substitution),
3. l'allocation.

De façon plus spécifique, le choix de la méthode de résolution de la multifonctionnalité doit se faire en fonction de l'objectif de l'étude et de son caractère attributionnel ou conséquentiel mais aussi de façon plus pragmatique en fonction des caractéristiques du procédé multifonctionnel étudié et/ou des données disponibles.

2. TYPES D'ETUDES ACV

En matière d'études ACV, il existe deux grands cas de figure :

- le cas où l'étude ACV est réalisée dans un contexte spécifique pour lequel il existe un référentiel indiquant de manière détaillée la méthodologie à mettre en œuvre et notamment la façon de traiter la fin de vie. C'est notamment le cas des études visant la réalisation d'une FDES, des études réalisées dans le cadre de l'affichage environnemental des produits de grande consommation ou encore des études portant sur un produit particulier pour lequel il existe un PCR (Product category Rules).
- le cas où l'étude ne s'inscrit pas dans un contexte spécifique.

Dans ce second cas, on peut selon l'ILCD distinguer 4 types de situations^a :

- Situation A : il s'agit d'études d'aide à la décision « à petite échelle ». L'analyse porte sur des systèmes existants ou en cours de développement et on considère que les décisions qui seront prises à l'issue de l'étude auront des effets limités et n'entraîneront pas de

^a Notons que d'autres segmentations existent. Par exemple, R. Frischknecht distingue trois types d'études en fonction du poids économique de l'objet étudié :

- Etudes dont l'objet a un poids économique relativement faible : reporting environnemental, étiquetage et déclaration produit,...
- Etudes dont l'objet a un poids économique moyen : développement de produit ou de procédé, évaluation de fournisseur,...
- Etudes dont l'objet a un poids économique relativement important : étude de politique gouvernementale ou d'organisation internationale,...

conséquences structurelles externes au système étudié (par exemple pas de changement sur les capacités de production d'une matière première). Comme exemples d'études en situation A, on peut notamment citer : la comparaison de produits et services (et en particulier la comparaison de produits de grande consommation qui de manière générale ne représentent qu'une faible part d'un secteur industriel et pour lesquels il n'est pas attendu d'évolution majeure et rapide du marché) ou l'évaluation environnementale d'un produit en vue de son éco-conception.

- Situation B : il s'agit d'études d'aide à la décision « à grande échelle ». On considère que les décisions qui seront prises à l'issue de l'étude ont des conséquences structurelles externes au système étudié (par exemple des changements sur les capacités de production d'une matière première) et on cherche à modéliser le système potentiel qui pourrait découler de ces décisions. Comme exemples d'études en situation B, on peut notamment citer : les études stratégiques portant sur des matières premières et des procédés industriels de grande ampleur ou les études d'aide à la décision sur les politiques publiques (comme par exemple l'analyse des meilleures filières de traitement pour certaines catégories de déchets).
- Situation C (C1 et C2) : Il s'agit d'études descriptives de systèmes qui n'ont pas pour objectif de fournir une aide à la décision. On distingue deux cas de figure :
 - o Situation C1 : ces études prennent en compte les éventuelles interactions entre systèmes et notamment les conséquences existantes (réelles) associées au système étudié (comme par exemple les impacts évités par le recyclage effectif d'un produit).
 - o Situation C2 : ces études ne prennent pas en compte les interactions entre systèmes et le système étudié doit être analysé de manière isolée (On peut noter que ce type d'étude est peu courant).

Comme exemples d'études en situation C, on peut notamment citer : la quantification des impacts environnementaux d'un pays ou d'un secteur industriel, le reporting environnemental ou l'évaluation environnementale d'un panier de consommation.

3. TYPES D'APPROCHES (ATTRIBUTIONNELLE OU CONSEQUENTIELLE)

L'ILCD distingue deux principaux types d'approches pour modéliser un système en ACV : l'approche attributionnelle et l'approche conséquentielle^b.

3.1. Approche attributionnelle

L'approche attributionnelle est également appelée « comptable » ou « descriptive ».

La modélisation attributionnelle s'attache à décrire un système tel qu'il était, tel qu'il est actuellement ou tel qu'on le prévoit dans un futur proche. Il peut s'agir d'un système réel existant ou d'un système moyen théorique.

Dans ce type de modélisation, le système étudié n'a pas d'impact conséquent sur son environnement et on considère qu'il évolue dans un environnement figé. Les données à utiliser sont de préférence des données spécifiques traduisant au mieux le cycle de vie du produit (données de fournisseurs, consommations ou émissions mesurées...). Cependant, pour des raisons pratiques de disponibilité des données ou pour des raisons de simplification, des données génériques peuvent être utilisées.

^b Notons que d'autres approches sont proposées dans la littérature scientifique. Par exemple, R. Frischknecht propose l'approche décisionnelle. Cette approche est une variante de l'approche conséquentielle, à la différence près qu'elle tient compte des liens et impacts non pas théoriques, mais réels entre les décisions et les effets économiques engendrés par ces décisions.

3.2. Approche conséquentielle

L'approche conséquentielle est également appelée « marginale » ou « prospective ».

La modélisation conséquentielle s'attache à décrire un système moyen théorique représentatif d'une situation future qui résulte de la prise de décision analysée dans l'étude menée.

Dans ce type d'approche, le système modélisé interagit avec son environnement qui se trouve alors modifié. Par exemple, le système va avoir une influence sur le marché (augmentation ou diminution de l'offre par exemple), qui lui-même va réagir (modification de la demande, des prix de marché,...).

L'objectif dans cette approche est d'identifier les conséquences qu'un système peut avoir sur son propre système ou sur d'autres systèmes en prenant en compte tout type d'interactions (économiques, politiques,...).

Différentes modélisations sont possibles afin de décrire les conséquences potentielles de décisions : besoin d'augmenter ou de diminuer les moyens de production, déplacements du marché, changement du comportement des consommateurs,...

Ce type de modélisation nécessite d'avoir des connaissances sur le système étudié mais aussi sur les technologies qui pourraient se développer, sur le fonctionnement des marchés, sur l'évolution des coûts,...

4. METHODES DE RESOLUTION DE LA MULTIFONCTIONNALITE

L'ISO 14044 et l'ILCD recommandent trois types d'approches pour résoudre les problématiques de multifonctionnalité et évaluer les impacts environnementaux associés à une seule fonction ou à un seul co-produit.

4.1. Subdivision

Cette méthode consiste à subdiviser le procédé multifonctionnel en plusieurs procédés monofonctionnels. On collecte alors les données (consommations et émissions) relatives au procédé monofonctionnel visé dans le cadre de l'étude.

Cette méthode permet d'aboutir à l'inventaire exact recherché en supprimant le caractère multifonctionnel du procédé.

Cette méthode doit être appliquée de manière prioritaire et est en général mise en œuvre de façon intuitive lorsque le procédé multifonctionnel étudié le permet. Cependant, dans la pratique et notamment dans le cas des filières de traitement des déchets, il n'est en général pas possible de mettre en œuvre cette méthode. Dès lors, la problématique de multifonctionnalité doit être résolue via les méthodes de substitution et d'allocation. C'est pourquoi, la méthode de subdivision ne sera plus évoquée dans la suite de cette étude.

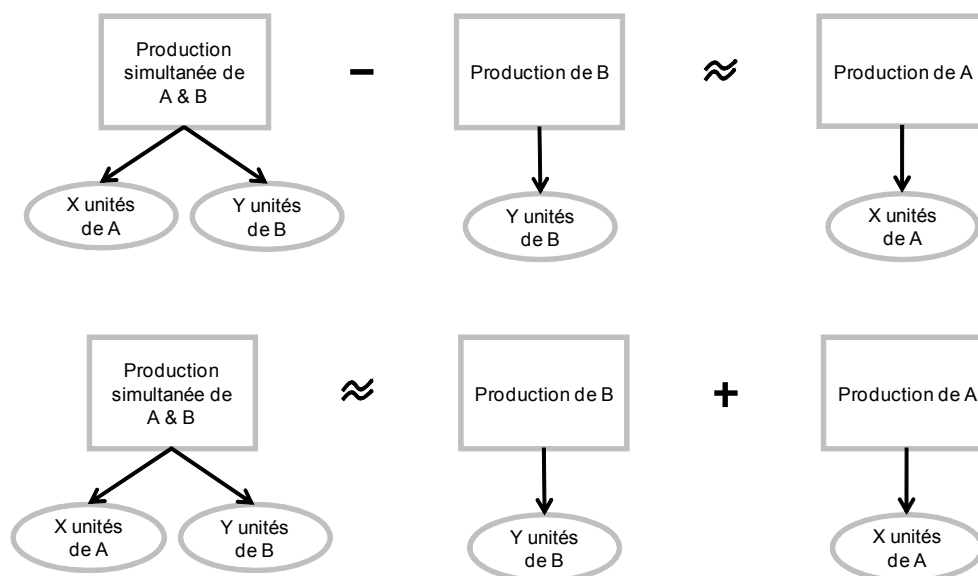
4.2. Extension du système (ou substitution)

Cette méthode consiste à élargir les frontières du système en ajoutant ou en soustrayant des fonctions afin d'obtenir le système souhaité.

Deux variantes de l'extension du système existent :

- **L'extension du système au sens strict** est utilisée pour comparer plusieurs systèmes. Les frontières des systèmes sont étendues en ajoutant des fonctions, de manière à ce que les deux systèmes remplissent les mêmes fonctions et puissent ainsi être comparés.
- La **substitution**, ou **extension soustractive du système**, dans laquelle les frontières du système sont étendues et la fonction non étudiée est substituée par un procédé alternatif équivalent.

Ces deux variantes sont schématisées ci-dessous.



La méthode d'extension des frontières du système (ou substitution) est une méthode de résolution de la multifonctionnalité de type conséquentielle. Elle peut être utilisée dans des études ACV attributionnelles prenant en compte les interactions entre systèmes ou dans des études ACV conséquentielles afin de traduire respectivement des conséquences existantes ou potentielles.

4.3. Allocation

L'allocation consiste à répartir les entrants et sortants d'un procédé multifonctionnel entre les différentes co-fonctions. La répartition se fait de façon prioritaire sur la base :

- de critères physiques (comme par exemple la masse),
- d'autres critères comme par exemple la valeur économique des co-fonctions.

L'allocation est une méthode de résolution de la multifonctionnalité de type attributionnelle. Cette méthode doit être appliquée :

- lorsque les méthodes de type substitution ne peuvent pas être mises en œuvre,
- lorsque les objectifs de l'étude sont strictement attributionnels, à savoir lorsqu'il s'agit d'études ACV purement descriptives et ne tenant pas compte des interactions possibles entre le système étudié et d'autres systèmes éventuels.

5. CHOIX DE METHODES

Dans la mesure du possible, le choix de la méthode de résolution de la multifonctionnalité doit se faire en prenant en compte :

- les recommandations de l'ISO 14044 et de l'ILCD et donc en mettant en œuvre de façon prioritaire la subdivision, puis la substitution et enfin l'allocation,
- le type d'étude ACV et donc son caractère attributionnel ou conséquentiel.

Le tableau ci-dessous présente une hiérarchisation des méthodes à utiliser dans chaque type de situation. Il s'agit uniquement de grandes orientations puisqu'il n'existe pas à ce jour de véritable consensus et puisque le choix de la méthode peut également être gouverné par d'autres facteurs plus pragmatiques comme par exemple le manque de données disponibles pour la mise en œuvre d'une méthode particulière.

De plus, il est d'une manière générale conseillé d'analyser différentes méthodes dans le cadre d'analyses de sensibilité afin d'évaluer dans quelles mesures le choix de la méthode influence ou non les résultats.

Type d'étude		Situation C2	Situations A et C1	Situation B	Contexte spécifique
Type d'approche		Attributionnelle pure	Attributionnelle avec interactions/ conséquentielle	Conséquentielle	Spécifié dans le référentiel concerné
Type de méthode	Subdivision	+++	+++	+++	
	Substitution	-	++	++	
	Allocation	++	+	+	

Une fois le choix de la méthode effectué, des spécificités sont à prendre en compte lors de la mise en œuvre de la méthode selon que l'on est dans une approche attributionnelle ou conséquentielle. Ces aspects sont abordés dans les fiches spécifiques à chaque méthode.

6. DOCUMENTS DE REFERENCE

- **NF EN ISO 14 044 : 2006**, Management environnemental - Analyse de cycle de vie, 2006, (chapitre 4.3.4.3., p.17-18)
- **ISO/TR 14 049 :2000**, Management environnemental – Analyse de cycle de vie – Exemples d'application de l'ISO 14 041 traitant de la définition de l'objectif et du champ de l'étude et analyse de l'inventaire, 2000 (chapitre 8 p.25-35)
- **ILCD Handbook**, General guide for Life cycle assessment – Detailed guidance, 2010 (chapitre 6.5 p. 70-93 et chapitre 14 p.343-365)
- **Scope-dependent modelling of electricity supply in life cycle assessments**, R. Frischknecht, M. Stucki, Int. journal LCA, 2010
- **System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis**. Ekvall T, Weidema B, Int J LCA 9 (3) 161–171, 2004
- **System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment. With implications for Wastepaper Management**, Göteborg, Ekvall T AFR Report 245, Department of Technical Environmental Planning, Chalmers University of Technology, (1999)

FICHE METHODE N°2 : MULTIFONCTIONNALITE, METHODE DES STOCKS, VALORISATION MATIERE DE TYPE RECYCLAGE

RECYCLAGE

1. INTRODUCTION

La méthode des stocks, parfois également appelée méthode du « cut off » est une approche conceptuelle basée sur la définition d'un stock de matière récupérée.

De façon théorique, elle peut être utilisée pour tout type de boucle de recyclage. Cependant, cette méthode étant basée sur la notion de stock de matière conservant des caractéristiques physiques, elle est difficile à concevoir dans le cas de boucles ouvertes « avec voies principales différentes ».

Cette méthode est préconisée pour traiter la problématique du recyclage dans :

- la norme NF P01-010 relative aux Fiches de Déclaration Environnementale et Sanitaire (FDES) sur les matériaux de construction et de décoration,
- la méthodologie Bilan Carbone® de l'Ademe,
- le PAS 2050 sur la comptabilité des gaz à effet de serre,
- le BP X30-323 concernant l'affichage environnemental des produits de type papier.

2. METHODOLOGIE GENERALE

2.1. Principe

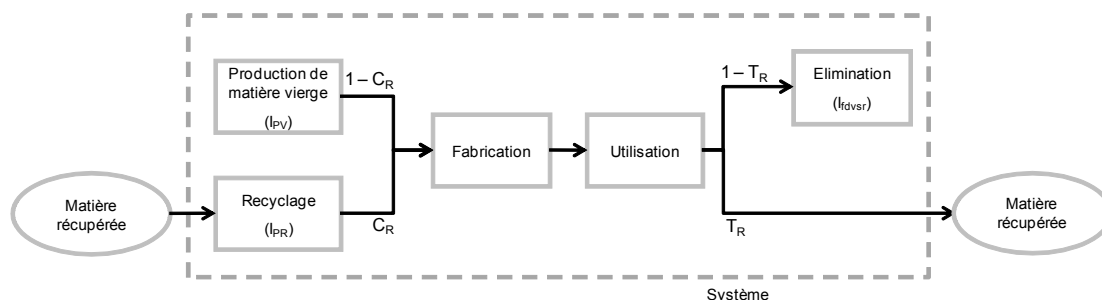
Dans cette méthode, on considère un stock de matière récupérée, qui provient de matériaux en fin de vie et sert à la fabrication de produits recyclés.

On ne considère aucun impact (ni positif, ni négatif) lorsque de la matière récupérée est envoyée vers le stock ou lorsque de la matière récupérée est prélevée du stock. Cela signifie que :

- les impacts liés à la production de matière vierge sont portés par le produit qui utilise cette matière vierge,
- les impacts liés à la collecte et au procédé de recyclage (transformation de la matière récupérée en matière première secondaire utilisable) sont portés par le produit qui utilise la matière recyclée,
- aucun impact n'est porté par la matière récupérée issue du stock et utilisée pour produire le matériau recyclé via le procédé de recyclage,
- aucun crédit n'est attribué à la matière envoyée vers le stock.

2.2. Description du système

Le schéma ci-dessous présente le système considéré dans la méthode des stocks.



2.3. Calcul de l'inventaire

L'inventaire I associé à la production et à la fin de vie de la matière contenue dans le produit étudié est la somme de :

- l'inventaire correspondant à la matière vierge qu'il contient : $(1-C_R) I_{PV}$
- l'inventaire correspondant à la matière recyclée qu'il contient : $C_R I_{PR}$
- l'inventaire correspondant à l'élimination de la matière qui ne part pas vers le stock : $(1-T_R) I_{fdvsr}$

$$I = (1-C_R) I_{PV} + C_R I_{PR} + (1-T_R) I_{fdvsr}$$

Avec:

I_{PV} = Inventaire de production de la matière vierge

I_{PR} = Inventaire de production de la matière recyclée (=inventaire de collecte, tri, transport et transformation de la matière récupérée en matière première secondaire utilisable)

I_{fdvsr} = Inventaire de fin de vie sans recyclage (stockage et incinération)

C_R = Contenu en recyclé

T_R = Taux de recyclage

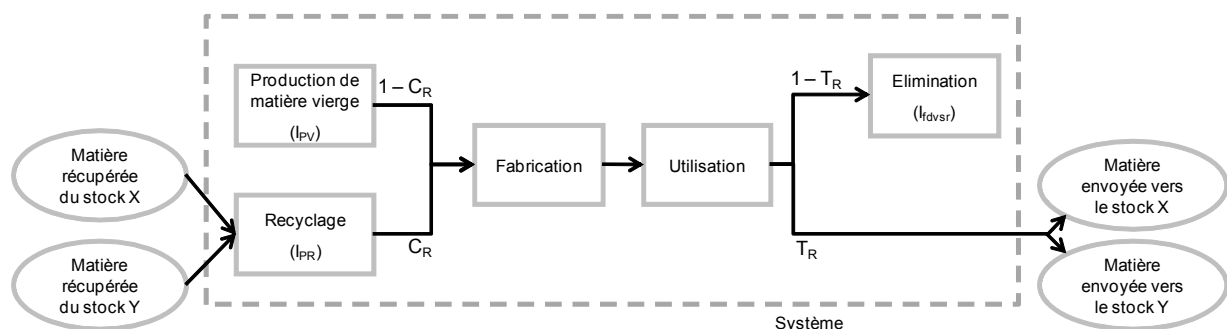
Dans cette approche, il faut noter que la matière récupérée est en fait considérée comme un déchet et elle ne porte aucun poids environnemental. Pour le produit qui utilise de la matière récupérée, cela revient à bénéficier de matière récupérée sans impact (seul l'impact du procédé de recyclage est pris en compte). Pour le produit qui est envoyé vers le stock de matière récupérée, le recyclage se traduit par l'absence d'élimination et des impacts associés.

En cela, la méthode des stocks est donc très différente de la méthode d'allocation en fonction des flux physiques qui vise à répartir les impacts de la production de matière vierge initiale et les impacts du recyclage entre le produit vierge initial et les produits recyclés (**→ Voir fiche méthode n°5**).

3. CAS PARTICULIER DES BOUCLES IMBRIQUEES

Un produit peut être composé de matière vierge et de différentes matières recyclées, à savoir de la matière recyclée issue du même système de produit et de la matière recyclée issue d'autres systèmes de produits. De même, un produit en fin de vie peut être recyclé dans différents types de produits.

Dans ces cas là, les procédés de recyclage et donc les impacts associés peuvent être différents. Pour traiter cette problématique de boucles de recyclage imbriquées, on peut considérer différents stocks de matière récupérée. Le schéma ci-dessous présente le système considéré.



L'inventaire associé à la production et à la fin de vie de la matière contenue dans le produit étudié est calculé de la façon suivante :

$$I = (1-C_{RX}-C_{RY}) I_{PV} + C_{RX} I_{PRX} + C_{RY} I_{PRY} + (1-T_{RX}-T_{RY}) I_{fdvsr}$$

Avec:

I_{PV} = Inventaire de production de la matière vierge

$I_{PR,X}$ et $I_{PR,Y}$ = Inventaires de production de la matière recyclée à partir des matières récupérées X et Y

I_{fdvsr} = Inventaire de fin de vie sans recyclage (stockage et incinération)

C_{RX} et C_{RY} = Contenus en recyclé issus des matières récupérées X et Y

T_{RX} et T_{RY} = Taux de recyclage (ou taux d'envoi) vers les stocks de matière récupérée X et Y

Dans le cadre de l'affichage environnemental des produits de grande consommation, le BP X 30-323 recommande d'utiliser cette formule pour les produits à base de papiers-cartons.

Cela nécessite de connaître pour un produit donné, comme par exemple un carton d'emballage :

- la quantité de matière recyclée provenant de cartons d'emballage et celle provenant par exemple de papiers graphiques,
- la quantité de carton d'emballage qui va être recyclée en carton d'emballage et celle destinée aux papiers graphiques.

Ces données sont rarement disponibles, et de ce fait, la formule générale de la méthode des stocks est plus communément utilisée.

4. ETUDE DE CAS

On considère le cas d'un papier graphique.

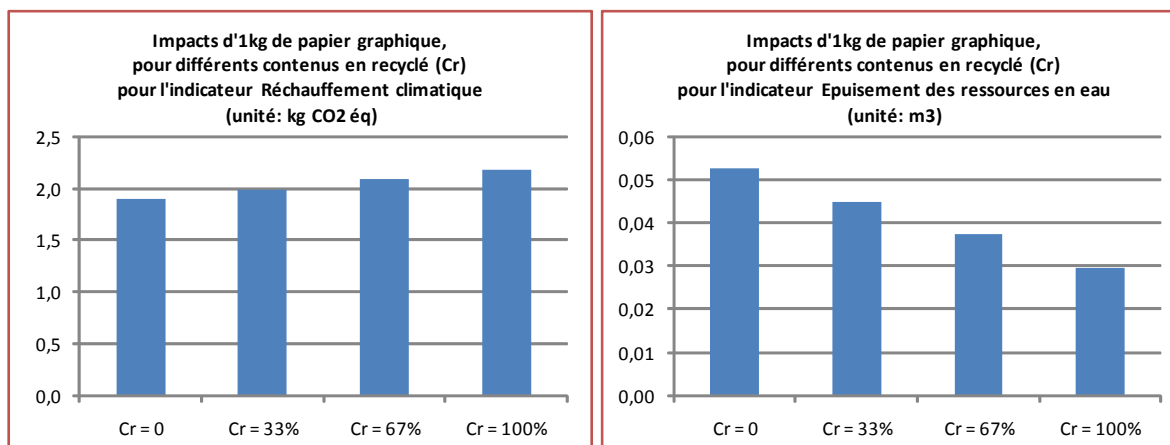
L'inventaire associé à la production et à la fin de vie du papier se calcule selon la formule suivante :

$$I_{\text{Papier graphique}} = (1-C_R) I_{PV} + C_R I_{PR} + (1-T_R) I_{fdvsr}$$

Pour simplifier l'étude, on considère une fin de vie sans recyclage de type stockage ($I_{fdvsr} = I_{\text{stockage}}$).

Dans un premier temps, on fixe le taux de recyclage T_R en considérant le taux moyen de recyclage des papiers graphiques en France, soit 41% selon l'ADEME, et on analyse l'évolution des impacts du papier graphique en fonction de C_R pour deux indicateurs : le changement climatique et l'épuisement des ressources en eau. Ces deux indicateurs ont été choisis afin d'illustrer les deux types d'évolution d'impacts en fonction de C_R :

- Pour le changement climatique, plus C_R augmente et plus les impacts augmentent.
- Pour l'épuisement des ressources en eau, plus C_R augmente et plus les impacts diminuent.



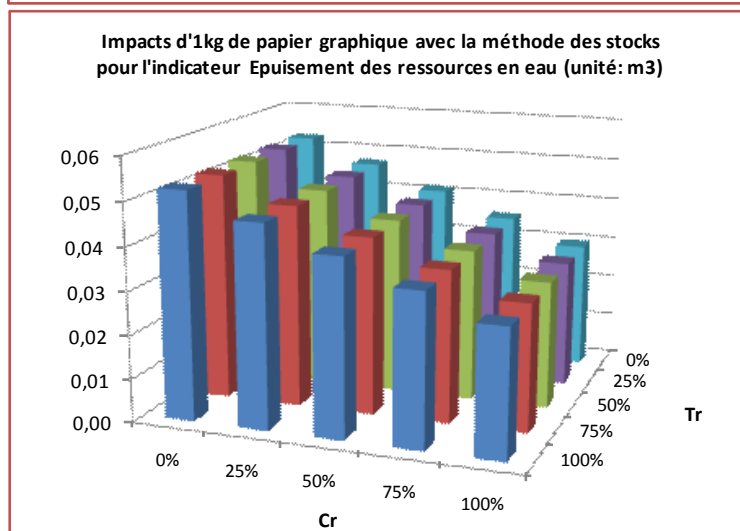
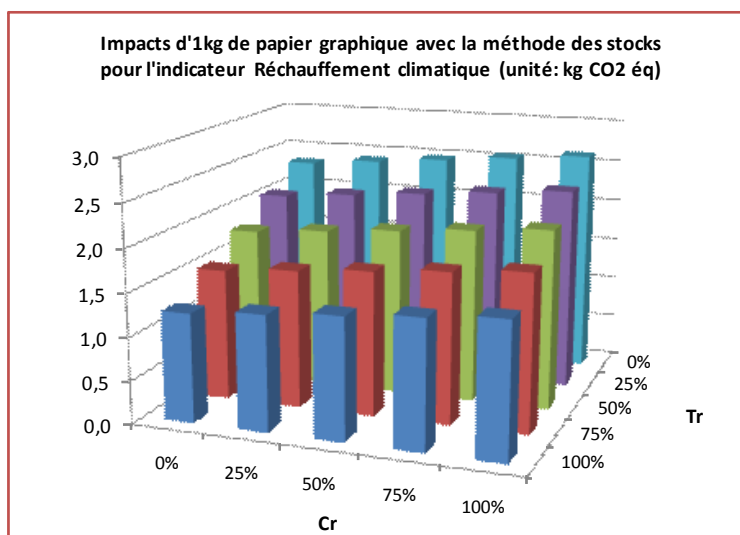
Ces deux types de profils sont liés aux différences d'impacts entre l'inventaire de production de papier vierge I_{PV} et l'inventaire du procédé de recyclage I_{PR} permettant de fabriquer du papier recyclé à partir de vieux papiers.

- Si pour un indicateur d'impact donné, le procédé de recyclage a plus d'impact que le procédé de production de matière vierge, les impacts associés à un papier moyen vont augmenter lorsqu'on augmente son contenu en recyclé,
- Inversement, lorsque le procédé de recyclage a moins d'impact que la production de papier vierge, les impacts associés à un papier moyen diminuent lorsqu'on augmente son contenu en recyclé.

Dans un second temps, on s'intéresse aux variations d'impact en fonction de T_R et de C_R pour ces deux mêmes indicateurs.

On constate sur les graphes page suivante que la méthode des stocks est sensible à la fois au contenu en recyclé et au taux de recyclage :

- Pour l'indicateur de réchauffement climatique : lorsque le contenu en recyclé augmente, les impacts augmentent, mais lorsque le taux de recyclage augmente, les impacts diminuent.
- Pour l'indicateur d'épuisement des ressources en eau : lorsque le contenu en recyclé augmente les impacts diminuent. Ils diminuent également lorsque le taux de recyclage augmente, mais de façon beaucoup moins importante.



5. DOCUMENTS DE REFERENCE

- **NF EN ISO 14 044 : 2006**, Management environnemental - Analyse de cycle de vie, 2006, (chapitre 4.3.4.3., p.17-18)
- **PAS 2050**, Assessing the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services, 2008, (chapitre 8. p.22-23, annexe B p.29 et annexe D p.31.)
- **BP X 30-323**, Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation (chapitre A.5.5., p.17-20) (document en cours d'évolution)
- **NF P01-010**, Déclaration environnementale et sanitaire des produits de construction, 2004, (chapitre 4.5.3., p.15)

FICHE METHODE N°3 : MULTIFONCTIONNALITE, SUBSTITUTION, VALORISATION MATIERE DE TYPE RECYCLAGE

RECYCLAGE

1. INTRODUCTION

La méthode de substitution s'applique à tout type de boucle de recyclage.

Elle est également appelée extension du système ou impacts évités.

Il s'agit d'une approche conséquentielle permettant de résoudre la problématique de multifonctionnalité du recyclage. Elle peut être utilisée dans des études ACV de type attributionnelle avec interactions ou conséquentielle afin de traduire les conséquences existantes ou potentielles du recyclage.

En tant que méthode de substitution :

- elle doit être appliquée de façon privilégiée par rapport aux méthodes d'allocation,
- elle ne doit pas être utilisée lorsque les objectifs de l'étude sont strictement attributionnels, à savoir lorsqu'il s'agit d'études ACV purement descriptives et ne tenant pas compte des interactions possibles entre le système étudié et d'autres systèmes éventuels.

2. METHODOLOGIE GENERALE DANS LE CAS DES BOUCLES FERMEES ET BOUCLES OUVERTES AVEC MEME VOIE PRINCIPALE

2.1. Principe

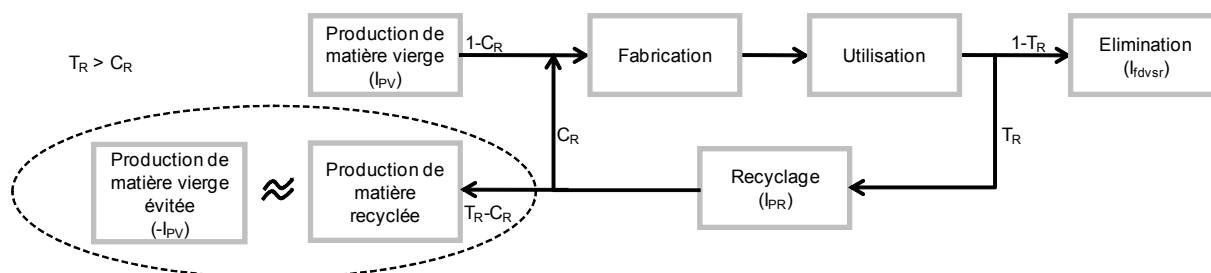
La méthode de substitution consiste à ramener le procédé de recyclage à un procédé monofonctionnel en ôtant du système considéré la co-fonction non étudiée.

Quand on s'intéresse à la fin de vie d'un produit dans une filière de recyclage, la co-fonction non étudiée est la production de matière première secondaire qui se substitue à de la production de matière vierge. Dans le cas des boucles fermées et boucles ouvertes avec même voie principale, la matière vierge substituée est la même que celle qui compose le produit.

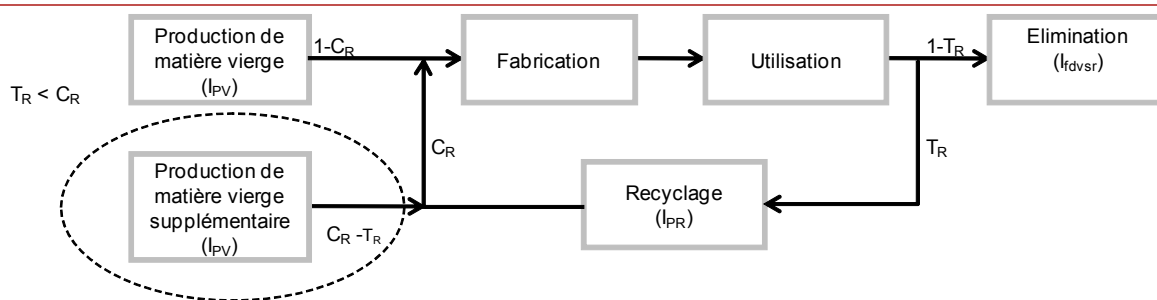
2.2. Description du système

Les schémas ci-dessous présentent les deux situations possibles :

- $T_R > C_R$: le taux de recyclage de la matière (T_R) est plus important que l'incorporation de matière recyclée dans le produit (C_R), c'est-à-dire que le système va produire plus de matière recyclée qu'il n'en utilise.



- $T_R < C_R$: le taux de recyclage de la matière (T_R) est plus faible que l'incorporation de matière recyclée dans le produit (C_R), c'est-à-dire que le système va utiliser plus de matière recyclée qu'il ne permet d'en produire.



2.3. Calcul de l'inventaire

Dans le premier cas ($T_R > C_R$), l'excédent de matière recyclé ($T_R - C_R$), est disponible pour être utilisé par un autre système. Un crédit peut donc être alloué au système ayant produit cet excédent et ayant donc permis d'éviter une production de matière vierge.

L'inventaire associé à la production et à la fin de vie de la matière se calcule selon la formule suivante :

$$I = (1-C_R) I_{PV} + (1-T_R) I_{fdvsr} + T_R I_{PR} - (T_R-C_R) I_{PV}$$

$$\Leftrightarrow I = (1-T_R) I_{PV} + T_R I_{PR} + (1-T_R) I_{fdvsr}$$

Dans le second cas ($T_R < C_R$), le système a utilisé plus de matière recyclée qu'il n'a permis d'en produire. Il a donc fallu produire la quantité ($C_R - T_R$) de matière vierge afin de combler ce déficit.

L'inventaire associé à la production et à la fin de vie de la matière se calcule selon la formule suivante :

$$I = (1-C_R) I_{PV} + (1-T_R) I_{fdvsr} + T_R I_{PR} + (C_R-T_R) I_{PV}$$

$$\Leftrightarrow I_M = (1-T_R) I_{PV} + T_R I_{PR} + (1-T_R) I_{fdvsr}$$

On obtient la même formule pour les deux cas :

$$I = (1-T_R) I_{PV} + T_R I_{PR} + (1-T_R) I_{fdvsr}$$

Avec:

I_{PV} = Inventaire de production de la matière vierge

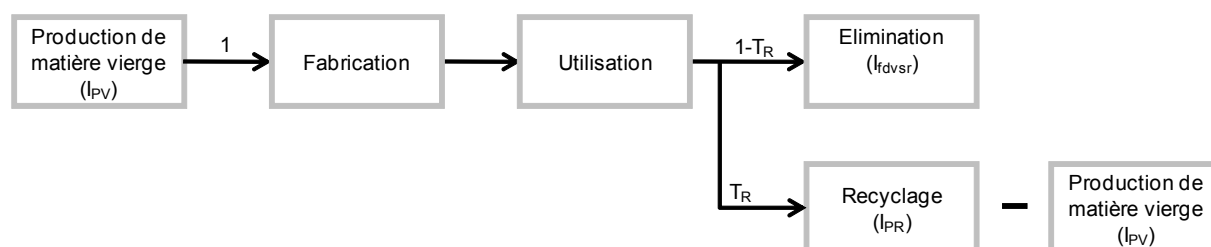
I_{PR} = Inventaire de production de la matière recyclée

I_{fdvsr} = Inventaire de fin de vie sans recyclage (stockage et incinération)

T_R = Taux de recyclage

Il est important de noter que cette méthode revient à allouer tous les impacts et bénéfices du recyclage à la fin de vie. **Elle est équivalente à la méthode de substitution et d'allocation en fonction des règles de marché lorsque l'on est dans le cas de l'allocation 100:0. (→ Voir fiche méthode n°4)**

Remarque : Si on se place selon un autre angle de vue, on peut également dire que cette méthode revient à considérer des matériaux 100% vierge afin de ne pas créditer deux fois un même produit pour son contenu en matière recyclé d'une part et pour son recyclage en fin de vie d'autre part. Selon cet angle de vue, le système étudié peut être schématisé de la manière suivante.



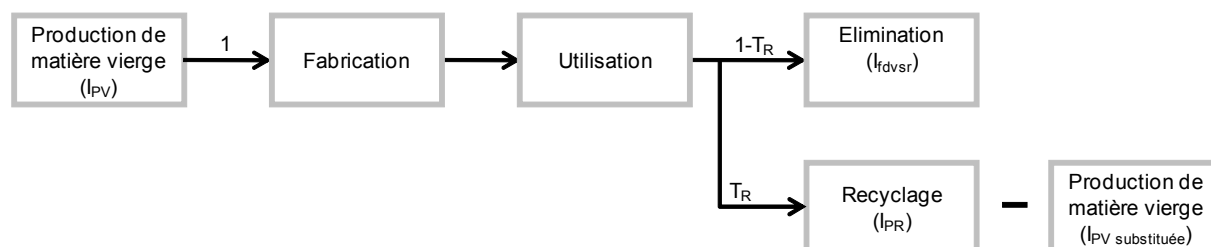
3. METHODOLOGIE GENERALE DANS LE CAS DES BOUCLES OUVERTES AVEC VOIES PRINCIPALES DIFFERENTES

3.1. Principe

Le principe est le même que précédemment, excepté que dans le cas des boucles ouvertes avec voies principales différentes, la matière vierge substituée est différente de celle qui compose le produit.

3.2. Description du système

Le schéma ci-dessous présente le système considéré.



3.3. Calcul de l'inventaire

La démarche pour le calcul de l'inventaire est la même que précédemment, excepté que la matière vierge substituée est différente de celle qui compose le produit.

On obtient donc la formule suivante :

$$I = I_{PV} - T_R I_{PV \text{ substituée}} + T_R I_{PR} + (1 - T_R) I_{fdvsr}$$

Avec:

I_{PV} = Inventaire de production de la matière vierge

$I_{PV \text{ substituée}}$ = Inventaire de production de la matière vierge substituée

I_{PR} = Inventaire de production de la matière recyclée

I_{fdvsr} = Inventaire de fin de vie sans recyclage (stockage et incinération)

T_R = Taux de recyclage

4. SPECIFICITES DE LA METHODE

La méthode de substitution est simple dans son principe mais peut être délicate à mettre en œuvre. Selon l'ILCD, trois points nécessitent une attention particulière lorsque cette approche de substitution est appliquée au recyclage :

- la détermination du taux de recyclage,
- le changement possible de propriétés de la matière secondaire,
- l'identification des procédés substitués.

4.1. Détermination du taux de recyclage

Etant donné que la méthode dépend uniquement du taux de recyclage, il est important de veiller à ce que le taux pris en compte soit le plus précis possible.

En particulier, pour les produits multi-matériaux qui doivent faire l'objet d'un démantèlement et d'une séparation des matériaux, il est important de bien prendre en compte les taux de recyclage des différents matériaux.

Par ailleurs, on considère que seule la part de matière qui n'est pas récupérée à l'issue du procédé de recyclage doit être modélisée en tant que matière vierge. Ainsi, le taux de recyclage T_R peut être défini comme la part de matière contenue dans le produit en fin de vie qui se retrouve dans la matière

secondaire après recyclage. Cela signifie que le taux de recyclage doit prendre en compte le taux de collecte mais aussi les pertes lors des étapes de tri et de recyclage (rendement du procédé de transformation de la matière récupérée en matière première secondaire).

4.2. Prise en compte du changement de propriétés de la matière secondaire

Il est très fréquent que les procédés de recyclage conduisent à des altérations des propriétés de la matière recyclée. Cette altération des propriétés va entraîner une utilisation différente de la matière secondaire comparée à la matière primaire initiale. Par exemple : il faudra utiliser plus de matière secondaire que de matière primaire pour fabriquer un même produit, le produit fabriqué en matière secondaire aura une durée de vie plus courte qu'un produit fabriqué en matière primaire,...

L'ILCD propose deux approches pour rendre compte de ce changement de propriétés lors de l'utilisation de méthodes de substitution :

- Si l'utilisation de la matière secondaire est connue, on pourra modéliser le procédé spécifique substitué par la matière secondaire altérée (ce procédé spécifique reflétera les changements de propriété et éventuellement les différences de quantité de matière nécessaires),
- Si cette utilisation n'est pas connue, alors on peut introduire un facteur correctif sur la quantité de matière vierge évitée. Ce facteur peut notamment être le ratio entre le prix sur le marché de la matière secondaire et celui de la matière primaire substituée.

4.3. Identification des procédés substitués

L'identification des procédés substitués doit tenir compte de trois paramètres (sachant que les deux premiers sont en fait intrinsèquement liés) :

- le type d'étude ACV et l'approche attributionnelle ou conséquentielle de l'étude,
- la quantité de matière première secondaire générée par le système analysé (c'est-à-dire la quantité de co-fonction non étudiée produite par le système considéré)
- le type de boucle de recyclage (fermée, ouverte avec même voie principale ou ouverte avec voies principales différentes).

A. Prise en compte du type d'étude et du type d'approche

Dans le cas d'études attributionnelles (études A ou C1 - études d'aide à la décision « à petite échelle » ou études descriptives prenant en compte les interactions), le procédé substitué doit être représentatif du procédé moyen sur le marché (hors procédé multifonctionnel étudié) permettant de fournir la co-fonction non étudiée. Dans le cas du recyclage, cela revient à substituer le procédé moyen de production de matière vierge représentatif du lieu où la matière première secondaire est produite.

Dans le cas d'études conséquentielles (études B - études d'aide à la décision « à grande échelle »), le procédé substitué doit être représentatif du procédé moyen attendu sur le long terme. Cette approche concerne uniquement les procédés multifonctionnels sur lesquels des conséquences sont attendues par rapport à la prise de décision de l'étude. Pour les procédés multifonctionnels qui ne seraient pas concernés par ces conséquences, on se replace dans un contexte attributionnel et le procédé substitué est représentatif du marché moyen.

B. Prise en compte de la quantité de matière première secondaire produite

Dans la pratique, la méthode de substitution revient à soustraire un inventaire d'un système analysé. Cette méthode peut donc conduire à des flux négatifs et même dans certains cas à un impact global négatif. Cela signifie que le système étudié présente un bénéfice environnemental compte tenu du fait que ses impacts sont plus que compensés par les co-fonctions ou co-produits qu'il génère par ailleurs.

Si l'on voulait extrapoler les résultats, on pourrait penser qu'une production infinie du système analysé entraînerait des bénéfices infinis sur l'environnement. Or, un tel raisonnement n'est pas viable.

En effet, si la co-fonction non étudiée augmente beaucoup, le marché va être modifié. Dès lors, la

modélisation effectuée et notamment la fonction substituée ne sera plus représentative des impacts évités. Par exemple, si l'offre en matière première secondaire augmente beaucoup et que la demande ne suit pas, il n'y a plus de raison de considérer un évitement de production de matière vierge et il faudrait au contraire prendre en compte l'élimination de la matière.

Dans le cas d'études attributionnelles (études A et C1), la méthode de substitution doit donc être utilisée si l'on considère que la co-fonction non étudiée peut être absorbée par le marché et va réellement se substituer au procédé moyen représentatif du marché. Si la quantité de co-fonction non étudiée est trop importante, alors cela signifie que le système étudié a des conséquences importantes sur son environnement. Dès lors, cela signifie qu'il s'agit en fait d'une étude conséquentielle (étude B) et que le procédé substitué se substitue à un procédé marginal à déterminer en fonction du contexte.

C. Prise en compte du type de boucle de recyclage

Lorsque le produit étudié est recyclé dans une boucle de recyclage fermée ou ouverte avec même voie principale, alors la matière secondaire produite lors du recyclage va pouvoir venir substituer la même matière vierge qu'initialement.

Dans le cas où le produit étudié est recyclé dans une boucle de recyclage ouverte avec voies principales différentes, alors la matière secondaire produite lors du recyclage va venir se substituer à une autre matière vierge, différente de celle initialement utilisée dans le système étudié, qu'il conviendra de définir en fonction du contexte.

5. ETUDE DE CAS

On considère le cas de bouteilles en PET.

On se place dans un contexte attributionnel et on considère que le fait de recycler le produit en fin de vie se substitue au procédé moyen de production de PET vierge (boucle ouverte avec même voie principale).

On considère que le taux de recyclage T_R prend à la fois en compte le taux de collecte mais également les pertes lors du tri et du procédé de recyclage et traduit bien la quantité de matière première secondaire fournie par les bouteilles.

Pour tenir compte des changements de propriété de la matière et de l'éventuelle perte de qualité du plastique, on introduit un facteur correctif C correspondant au prix du PET recyclé divisé par le prix du PET vierge. L'introduction de ce facteur correctif est suggérée par l'ILCD, voir chapitre 4.2. On considère un scénario fictif où $C = 0,8$.

Les inventaires associés à la production et à la fin de vie du PET se calculent selon la formule suivante :

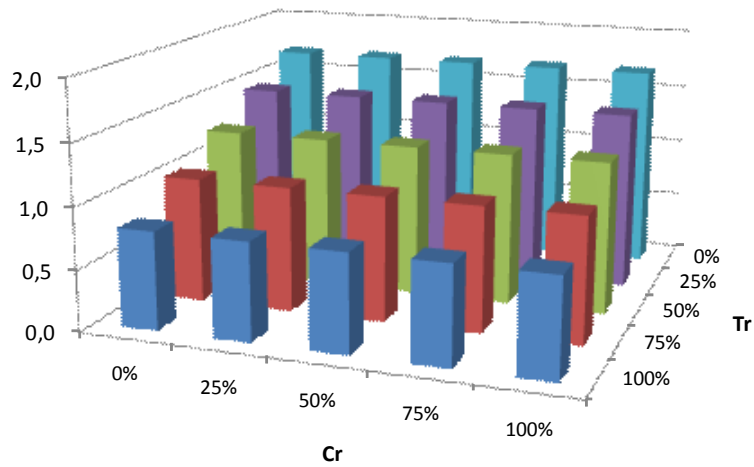
$$I = (1-C \cdot T_R) I_{PV} + T_R I_{PR} + (1-T_R) I_{fdvsr}$$

Pour simplifier l'étude, on considère une fin de vie sans recyclage de type stockage ($I_{fdvsr} = I_{stockage}$).

On s'intéresse aux variations d'impact en fonction du contenu en recyclé C_R et du taux de recyclage T_R du produit. Le graphique suivant présente les résultats obtenus pour l'indicateur d'épuisement des ressources fossiles. Cet indicateur a été choisi pour sa pertinence vis-à-vis du matériau étudié (le PET) et le fait que le recyclage évite en particulier l'utilisation de ressources fossiles.

- Pour un taux de recyclage donné (T_R fixé), les impacts ne varient pas en fonction de la quantité de matière recyclée incorporée (C_R). En effet, le C_R n'intervient pas dans le calcul des impacts dans l'approche par substitution.
- Pour un contenu en recyclé donné (C_R fixé), les impacts diminuent lorsque le taux de recyclage (T_R) augmente. Cela est vrai lorsque $I_{PR} < I_{PV} + I_{fdvsr}$. Si c'est l'inverse, alors les impacts vont augmenter lorsque le taux de recyclage augmente.

Impacts d'1kg de PET, avec la méthode de substitution pour l'indicateur Epuisement des ressources fossiles (unité: kg oil eq)



6. DOCUMENTS DE REFERENCE

- **ILCD Handbook**, General guide for Life cycle assessment – Detailed guidance, 2010 (chapitre 14 p.343-365)
- **BP X 30-323**, Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation (chapitre A.5.5., p.17-20) (document en cours d'évolution)

FICHE METHODE N°4 : MULTIFONCTIONNALITE, SUBSTITUTION ET ALLOCATION, VALORISATION MATIERE DE TYPE RECYCLAGE

RECYCLAGE

1. INTRODUCTION

La méthode de substitution et d'allocation en fonction de règles de marché est une approche conséquentielle permettant de résoudre la problématique de multifonctionnalité du recyclage.

Elle peut être utilisée dans des études ACV de type attributionnelle avec interactions ou conséquentielle afin de traduire les conséquences existantes ou potentielles du recyclage.

Il s'agit avant tout d'une méthode de substitution basée sur la notion d'impact évité. Elle repose ensuite sur une méthode d'allocation permettant de répartir les impacts (et les impacts évités) du recyclage entre le produit amont (qui fournit la matière à recycler) et le produit aval (qui utilise la matière recyclée).

Plusieurs cas de figures existent. Les impacts du recyclage peuvent être alloués :

- au produit qui est recyclé en fin de vie, on parlera d'allocation 100:0 ou d'allocation en fin de vie,
- au produit qui incorpore de la matière recyclée, on parlera d'allocation 0:100 ou d'allocation à la production,
- de façon équitable entre le produit qui est recyclé en fin de vie et le produit qui incorpore de la matière recyclée, on parlera d'allocation 50:50.

En tant que méthode de substitution :

- cette méthode doit être appliquée de façon privilégiée par rapport aux méthodes d'allocation,
- cette méthode ne doit pas être utilisée lorsque les objectifs de l'étude sont strictement attributionnels, à savoir lorsqu'il s'agit d'études ACV purement descriptives et ne tenant pas compte des interactions possibles entre le système étudié et d'autres systèmes éventuels.

Cette méthode s'applique à tout type de boucle de recyclage. En particulier, cette méthode est préconisée dans le BP X 30-323 et doit être systématiquement mise en œuvre pour prendre en compte le recyclage en boucle ouverte (avec même voie principale ou non) lors d'études ACV concernant l'affichage environnemental des produits de grande consommation.

2. METHODOLOGIE GENERALE

2.1. Principe

Le principe de la méthode consiste à analyser les différences entre un système théorique sans recyclage et en système théorique avec recyclage, puis à répartir ce différentiel entre les systèmes amont et aval en fonction de règle de marché.

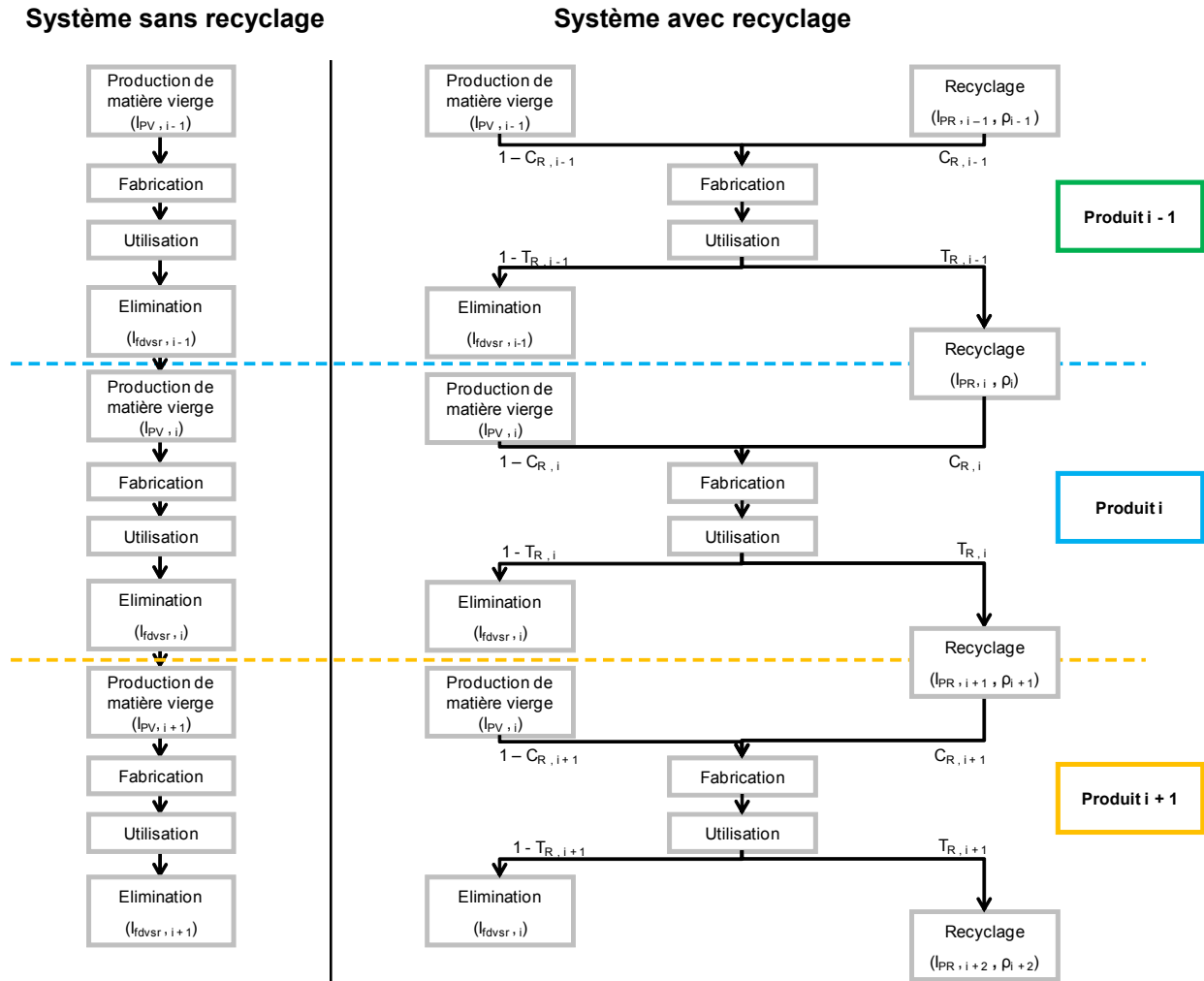
La méthode de calcul des impacts d'un produit suit les étapes suivantes :

- 1) Calcul du différentiel entre le système sans recyclage et le système avec recyclage
- 2) Répartition du différentiel entre le produit amont et le produit aval
- 3) Calcul des impacts d'un produit

2.2. Description des systèmes

Dans un système sans recyclage, il faut produire de la matière vierge et traiter le produit en fin de vie à chaque utilisation. Dans un système avec recyclage, la quantité de matière vierge à produire et la quantité de produit à traiter en fin de vie est moindre que dans un système sans recyclage. Cependant, il faut recycler le produit en fin de vie pour le transformer en matière première secondaire.

La figure suivante illustre les flux de matière dans des systèmes avec et sans recyclage.



2.3. Calcul du différentiel entre le système sans recyclage et le système avec recyclage

A. A l'interface $i-1 \rightarrow i$

- Il faut produire une quantité $C_{R,i}$ de matière recyclée i , ce qui revient aux impacts suivants : $+ C_{R,i} * I_{PR,i}$
- On évite l'élimination d'une quantité $T_{R,i-1}$ de matériau $i-1$, ce qui revient aux impacts suivants : $- T_{R,i-1} * I_{fdvsr,i-1}$
- On évite la production d'une quantité $C_{R,i}$ de matière vierge i , ce qui revient aux impacts suivants : $- C_{R,i} * I_{PV,i}$

Le différentiel $D_{R(i-1 \rightarrow i)}$ dû au recyclage à l'interface $i-1 \rightarrow i$, également appelé différentiel à la production, peut donc s'écrire de la façon suivante :

$$D_{R(i-1 \rightarrow i)} = C_{R,i} * I_{PR,i} - T_{R,i-1} * I_{fdvsr,i-1} - C_{R,i} * I_{PV,i}$$

Le rendement ρ_i du procédé de recyclage i permet de lier la quantité de matière qui est envoyée au recyclage ($T_{R,i-1}$) et la quantité de matière secondaire fabriquée par le procédé de recyclage et incorporée dans le système de produit suivant ($C_{R,i}$). On a : $C_{R,i} = \rho_i * T_{R,i-1}$ et le différentiel s'écrit :

$$D_{R(i-1 \rightarrow i)} = C_{R,i} * I_{PR,i} - (C_{R,i} / \rho_i) * I_{fdvsr,i-1} - C_{R,i} * I_{PV,i}$$

$$\Leftrightarrow D_{R(i-1 \rightarrow i)} = C_{R,i} (I_{PR,i} - I_{PV,i} - I_{fdvsr,i-1} / \rho_i)$$

B. A l'interface $i \rightarrow i+1$

- Il faut produire une quantité $C_{R, i+1}$ de matière recyclée $i+1$, ce qui revient aux impacts suivants : $+ C_{R, i+1} * I_{PR, i+1}$
- On évite l'élimination d'une quantité $T_{R, i-1}$ de matériau i , ce qui revient aux impacts suivants : $- T_{R, i} * I_{fdvsr, i}$
- On évite la production d'une quantité $C_{R, i+1}$ de matière vierge $i+1$, ce qui revient aux impacts suivants : $- C_{R, i+1} * I_{PV, i+1}$

Le différentiel $D_{R(i \rightarrow i+1)}$ dû au recyclage à l'interface $i \rightarrow i+1$, également appelé différentiel à la fin de vie, peut donc s'écrire de la façon suivante :

$$D_{R(i \rightarrow i+1)} = C_{R, i+1} * I_{PR, i+1} - T_{R, i} * I_{fdvsr, i} - C_{R, i+1} * I_{PV, i+1}$$

Le rendement ρ_{i+1} du procédé de recyclage $i+1$ permet de lier la quantité de matière qui est envoyée au recyclage ($T_{R, i}$) et la quantité de matière secondaire fabriquée par le procédé de recyclage et incorporée dans le système de produit suivant ($C_{R, i+1}$). On a donc : $C_{R, i+1} = \rho_{i+1} * T_{R, i}$ et le différentiel s'écrit :

$$D_{R(i \rightarrow i+1)} = \rho_{i+1} * T_{R, i} * I_{PR, i+1} - T_{R, i} * I_{fdvsr, i} - \rho_{i+1} * T_{R, i} * I_{PV, i+1}$$
$$\Leftrightarrow D_{R(i \rightarrow i+1)} = T_{R, i} (\rho_{i+1} (I_{PR, i+1} - I_{PV, i+1}) - I_{fdvsr, i})$$

2.4. Répartition du différentiel entre le produit amont et le produit aval

Le différentiel à l'interface $i-1 \rightarrow i$ va être partagé entre les produits $i-1$ et i , on appellera α la part du différentiel alloué au produit i . α est également appelé facteur d'allocation à la production.

Le différentiel à l'interface $i \rightarrow i+1$ va être partagé entre les produits i et $i+1$, on appellera β la part du différentiel alloué au produit i . β est également appelé facteur d'allocation à la fin de vie.

Pour éviter tout double comptage, il faut assurer la condition : $\alpha + \beta = 1$

Soit $D_{R, i}$ le différentiel de recyclage attribué au Produit i , on a :

$$D_{R, i} = \alpha (C_{R, i} (I_{PR, i} - I_{PV, i} - I_{fdvsr, i-1}/\rho_i)) + \beta (T_{R, i} (\rho_{i+1} (I_{PR, i+1} - I_{PV, i+1}) - I_{fdvsr, i}))$$

2.5. Calcul de l'inventaire

Au final l'inventaire pour le produit i dans un système avec recyclage est celui du système sans recyclage ($I_{PV, i} + I_{fdvsr, i}$) et du différentiel introduit par le procédé de recyclage et attribué au produit i , soit :

$$I_i = (I_{PV, i} + I_{fdvsr, i}) + \alpha (C_{R, i} (I_{PR, i} - I_{PV, i} - I_{fdvsr, i-1}/\rho_i)) + \beta (T_{R, i} (\rho_{i+1} (I_{PR, i+1} - I_{PV, i+1}) - I_{fdvsr, i}))$$

On pose l'hypothèse suivante :

- les rendements des procédés de recyclage sont considérés égaux ($\rho_i = \rho_{i+1}$) et le rendement est intégré dans l'inventaire de recyclage (I_{PR})

L'inventaire se calcule donc de la façon suivante :

$$I_i = I_{PV, i} + I_{fdvsr, i} + \alpha * C_{R, i} (I_{PR, i} - I_{PV, i} - I_{fdvsr, i-1}) + \beta * T_{R, i} (I_{PR, i+1} - I_{PV, i+1} - I_{fdvsr, i})$$

A. Calcul de l'inventaire dans le cas des boucles fermées ou ouvertes avec même voie principale

Dans une boucle ouverte avec même voie principale, on a les relations suivantes entre les matériaux $i-1$, i et $i+1$:

- les impacts des procédés d'élimination des matériaux i et $i-1$ sont considérés comme équivalents ($I_{fdvsr,i-1} = I_{fdvsr,i}$)
- les procédés de recyclage des matériaux i et $i+1$ sont considérés comme équivalents ($I_{PR,i} = I_{PR,i+1}$)
- les procédés de production des matériaux vierges i et $i+1$ sont considérés comme équivalents ($I_{PV,i} = I_{PV,i+1}$)

On obtient donc la relation suivante pour le calcul de l'inventaire associé à la production et à la fin de vie de la matière :

$$I_i = I_{PV} + I_{fdvsr} + \alpha * C_R (I_{PR} - I_{PV} - I_{fdvsr}) + \beta * T_R (I_{PR} - I_{PV} - I_{fdvsr})$$

Avec:

I_{PV} = Inventaire de production de la matière vierge

I_{PR} = Inventaire de production de la matière recyclée (=inventaire de collecte, tri, transport et transformation de la matière récupérée en matière première secondaire utilisable)

I_{fdvsr} = Inventaire de fin de vie sans recyclage (stockage et incinération)

C_R = Contenu en recyclé

T_R = Taux de recyclage

$\alpha + \beta = 1$

Les différents types d'allocation découlent des valeurs données à α et β .

B. Calcul de l'inventaire dans le cas des boucles ouvertes avec voies principales différentes

Dans une boucle ouverte avec voies principales différentes, les systèmes $i-1$, i et $i+1$ sont constitués de matériaux vierges différents ($I_{PV,i-1} \neq I_{PV,i} \neq I_{PV,i+1}$), les procédés de recyclage des produits sont différents ($I_{PR,i-1} \neq I_{PR,i} \neq I_{PR,i+1}$) et les procédés d'élimination des produits sont différents ($I_{fdvsr,i-1} \neq I_{fdvsr,i} \neq I_{fdvsr,i+1}$).

On a donc la relation suivante pour le calcul de l'inventaire associé à la production et à la fin de vie de la matière :

$$I_i = I_{PV,i} + I_{fdvsr,i} + \alpha * C_{R,i} (I_{PR,i} - I_{PV,i} - I_{fdvsr,i-1}) + \beta * T_{R,i} (I_{PR,i+1} - I_{PV,i+1} - I_{fdvsr,i})$$

Avec:

$I_{PV,i}$ = Inventaire de production de la matière vierge mise en œuvre dans le système i

$I_{PV,i+1}$ = Inventaire de production de la matière vierge substituée dans le système $i+1$

$I_{PR,i}$ = Inventaire de production de la matière recyclée mise en œuvre dans le système i (=inventaire de collecte, tri, transport et transformation de la matière récupérée dans le système $i-1$ en matière première secondaire utilisable dans le système i)

$I_{PR,i+1}$ = Inventaire de production de la matière recyclée mise en œuvre dans le système $i+1$ (=inventaire de collecte, tri, transport et transformation de la matière récupérée dans le système i en matière première secondaire utilisable dans le système $i+1$)

$I_{fdvsr,i}$ = Inventaire de fin de vie sans recyclage pour le produit i (stockage et incinération)

$I_{fdvsr,i-1}$ = Inventaire de fin de vie sans recyclage pour le produit $i-1$ (stockage et incinération)

$C_{R,i}$ = Contenu en recyclé du produit i

$T_{R,i}$ = Taux de recyclage du produit i

$\alpha + \beta = 1$

Les différents types d'allocation découlent des valeurs données à α et β .

3. TYPES D'ALLOCATION DANS LE CAS DES BOUCLES FERMEES OU OUVERTES AVEC MEME VOIE PRINCIPALE

Trois types d'allocation dérivent des formules générales présentées ci-dessus.

Les types d'allocation sont présentés pour les boucles fermées ou ouvertes avec même voie principale, qui est le cas le plus fréquemment utilisé. Cependant la même approche peut être utilisée pour les boucles ouvertes avec voies principales différentes.

3.1. Allocation des bénéfices à la fin de vie (allocation 100:0)

Lorsque $\alpha=0$ et $\beta=1$, on parle d'allocation 100:0. Tous les impacts (positifs et négatifs) liés au recyclage sont attribués au produit qui est recyclé en fin de vie. Cette méthode est équivalente à une méthode de substitution pure (→ Voir fiche méthode n°3).

L'inventaire associé à la production et à la fin de vie de la matière contenue dans le produit i est calculé de la façon suivante :

$$I = I_{PV} + I_{fdvsr} + T_R (I_{PR} - I_{PV} - I_{fdvsr}) = (1 - T_R) I_{PV} + T_R I_{PR} + (1 - T_R) I_{fdvsr}$$

3.2. Allocation des bénéfices à la production (allocation 0:100)

Lorsque $\alpha=1$ et $\beta=0$, on parle d'allocation 0:100. Tous les impacts (positifs et négatifs) liés au recyclage sont attribués au produit qui incorpore la matière recyclée.

L'inventaire associé à la production et à la fin de vie de la matière contenue dans le produit i est calculé de la façon suivante :

$$I = I_{PV} + I_{fdvsr} + C_R (I_{PR} - I_{PV} - I_{fdvsr}) = (1 - C_R) I_{PV} + C_R I_{PR} + (1 - C_R) I_{fdvsr}$$

3.3. Répartition des bénéfices entre la production et la fin de vie (allocation 50:50)

Lorsque $\alpha=0,5$ et $\beta=0,5$, on parle d'allocation 50:50. Tous les impacts liés au recyclage sont distribués de façon égale entre le produit qui incorpore la matière recyclée et celui qui fournit la matière à recycler.

L'inventaire associé à la production et à la fin de vie de la matière contenue dans le produit i est calculé de la façon suivante :

$$I = I_{PV} + I_{fdvsr} + 0,5 * C_R (I_{PR} - I_{PV} - I_{fdvsr}) + 0,5 * T_R (I_{PR} - I_{PV} - I_{fdvsr})$$

$$\Leftrightarrow I = \left(1 - \left(\frac{C_R + T_R}{2}\right)\right) I_{PV} + \left(\frac{C_R + T_R}{2}\right) I_{PR} + \left(1 - \left(\frac{C_R + T_R}{2}\right)\right) I_{fdvsr}$$

4. CHOIX DE LA REGLE D'ALLOCATION

- Si on choisit d'allouer les bénéfices du recyclage au produit qui est recyclé en fin de vie (allocation des bénéfices à la fin de vie), alors on encourage la mise à disposition de matière secondaire. Cela sous-entend qu'il n'y a pas assez d'offre par rapport à la demande (offre < demande).
- Si on choisit d'allouer les bénéfices du recyclage au produit qui incorpore de la matière recyclée (allocation des bénéfices à la production), alors on encourage l'incorporation de recyclé. Cela sous-entend que l'offre est supérieure à la demande (offre > demande).

En fonction de la situation de marché, le choix de la règle d'allocation est donc déterminant.

4.1. Type de situation de marché

On peut distinguer différentes situations de marché où l'offre et la demande sont plus ou moins élastiques. L'élasticité peut être définie comme la capacité à varier en fonction de certains paramètres extérieurs. L'élasticité peut être nulle, égale à 1, ou infinie. On présentera les situations de marché suivantes :

	Situation 1	Situation 2	Situation 3	Situation 4	Situation 5
Offre	Inélastique	Elastique	Elastique	Infiniment Elastique	Elasticités égales
Demande	Elastique	Inélastique	Infiniment Elastique	Elastique	

A. Situation 1 : Offre inélastique et demande élastique

Lorsque l'offre est inélastique, elle ne varie pas en fonction des paramètres extérieurs (augmentation du prix ou de la demande).

Il n'y a que si on augmente directement l'offre, que la quantité échangée va augmenter.

Les impacts du recyclage doivent être alloués au produit qui est recyclé en fin de vie, afin d'augmenter l'offre.

B. Situation 2 : Offre élastique et demande inélastique

Lorsque l'offre augmente, la demande n'augmente pas (inélastique) et les flux de matière à recycler sont détournés vers l'élimination.

Les impacts du recyclage doivent être alloués au produit qui incorpore la matière recyclée, afin d'augmenter la demande.

C. Situation 3 : Offre élastique et demande infiniment élastique

La demande s'adapte totalement aux variations du marché. C'est l'offre à un prix donné ou en quantité limitée qui limite la demande.

Les impacts du recyclage doivent être alloués au produit qui est recyclé en fin de vie, afin d'augmenter l'offre.

D. Situation 4 : Offre infiniment élastique et demande élastique

C'est la demande qui est limitante, puisque l'offre s'adapte de façon « instantanée ».

Les impacts du recyclage doivent être alloués au produit qui incorpore la matière recyclée, afin d'augmenter la demande.

E. Situation 5 : Offre et demande d'élasticités égales

Autant l'offre que la demande influent l'un sur l'autre. Il n'y a pas d'intérêt à déplacer le marché d'un côté ou de l'autre.

Les impacts du recyclage doivent être alloués à 50% au produit qui est recyclé en fin de vie, et à 50% à celui qui incorpore de la matière recyclée.

4.2. Bilan

	Situation 1	Situation 2	Situation 3	Situation 4	Situation 5
Offre	Inélastique	Elastique	Elastique	Infiniment Elastique	Elasticités égales
Demande	Elastique	Inélastique	Infiniment Elastique	Elastique	
Type de marché	<i>Lorsque l'offre augmente, la demande peut suivre.</i>	<i>Lorsque la demande augmente, l'offre peut suivre.</i>	<i>Lorsque l'offre augmente, la demande suit instantanément.</i>	<i>Lorsque la demande augmente, l'offre suit instantanément.</i>	<i>L'offre et la demande s'adaptent l'un à l'autre.</i>
Allocation	Allocation des bénéfices à la fin de vie	Allocation des bénéfices à la production	Allocation des bénéfices à la fin de vie	Allocation des bénéfices à la production	Allocation 50/50

Pour différents matériaux, le BP X 30-323 recommande certains types d'allocation :

Type de matériau	Type d'allocation recommandée par le BP X 30-323
Acier-Aluminium	Allocation des bénéfices à la fin de vie
Bois	Allocation des bénéfices à la fin de vie
Verre	Allocation des bénéfices à la fin de vie
Carton	Allocation des bénéfices à la fin de vie
Plastique	Allocation 50/50
Papier	<i>Méthode des stocks (→ voir fiche méthode n°2)</i>

5. ETUDE DE CAS

On considère le cas de produits en aluminium.

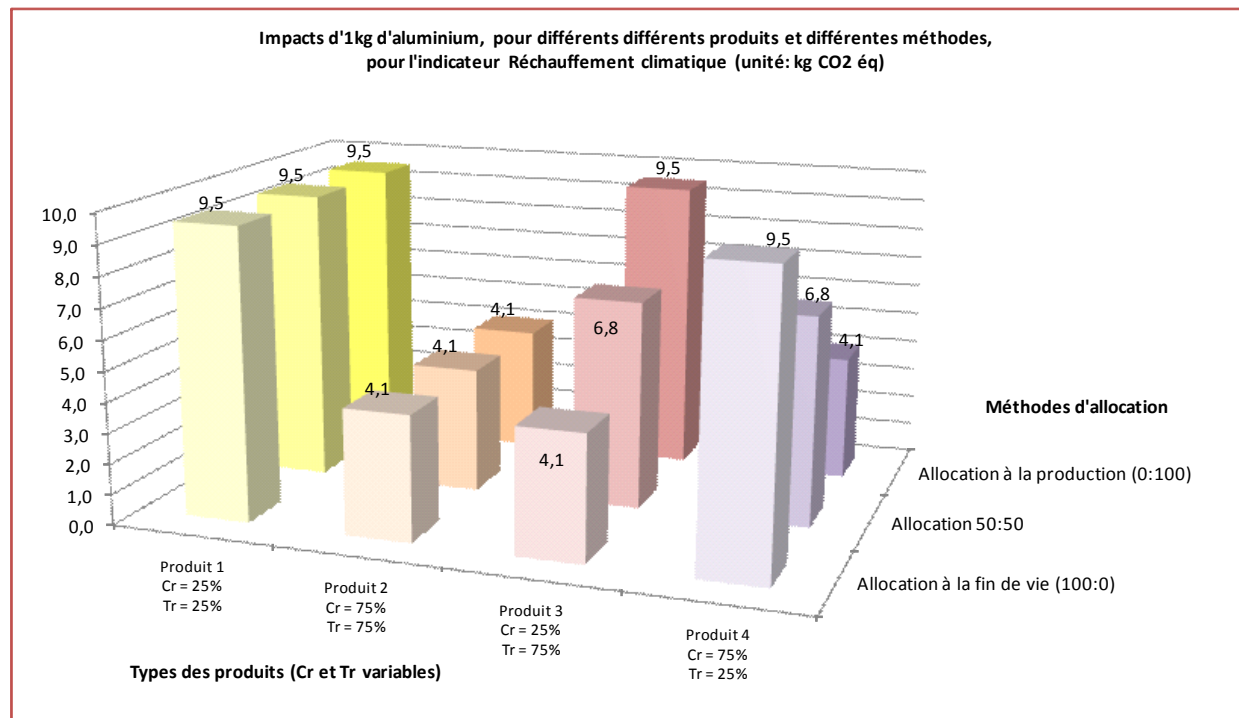
Dans un premier temps, on analyse 4 produits ayant des contenus en recyclé C_R et des taux de recyclage T_R différents et on analyse les impacts environnementaux pour un produit donné lorsqu'on fait varier la méthode.

Les 4 produits considérés présentent les caractéristiques suivantes :

- $C_R = T_R = 25\%$
- $C_R = T_R = 75\%$
- $C_R = 25\%$ et $T_R = 75\%$
- $C_R = 75\%$ et $T_R = 25\%$

Pour simplifier l'étude, on considère une fin de vie sans recyclage de type stockage ($I_{fdvsr} = I_{stockage}$).

Le graphique suivant présente les résultats obtenus pour l'indicateur de réchauffement climatique pour chaque produit étudié et pour chaque méthode. Cet indicateur a été retenu car il permet d'illustrer les différentes tendances qui peuvent être observées.



On constate que :

- Lorsque C_R et T_R sont égaux, les résultats ne varient pas en fonction de la méthode d'allocation choisie.
- Lorsque C_R et T_R sont différents, alors la méthode d'allocation choisie a une importance, car elle reflète plus ou moins bien les efforts d'incorporation de matière recyclée ou de recyclage.

On constate par exemple que pour le produit 3 avec $C_R = 25\%$ et $T_R = 75\%$ (ou pour le produit 4 avec $C_R = 75\%$ et $T_R = 25\%$), les impacts associés à la production et à la fin de vie de la matière aluminium varient entre 4,1 et 9,5 kg de CO_2 en fonction de la règle d'allocation choisie.

Ainsi, en fonction des produits, on constate que les écarts de résultat peuvent être très significatifs et qu'il est donc important de bien étudier la question de l'allocation en fonction du matériau étudié, du C_R , du T_R et du contexte général de l'étude.

Dans un second temps, on analyse les variations générales obtenues en fonction de C_R et T_R pour chaque type de méthode de façon à analyser les conséquences de l'utilisation des différentes méthodes.

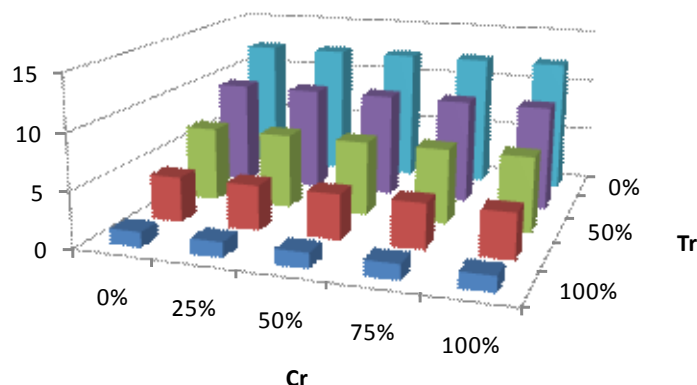
Les graphiques présentent les résultats obtenus pour l'indicateur de réchauffement climatique.

Allocation des bénéfiques à la fin de vie

L'inventaire associé à la production et à la fin de vie de la matière se calcule selon la formule suivante :

$$I = I_{PV} + I_{fdvsr} + T_R (- I_{fdvsr} + I_{PR} - I_{PV})$$

**Impacts d'1kg d'aluminium,
avec la méthode d'allocation des bénéfices à la fin de vie
pour l'indicateur Réchauffement climatique (unité: kg CO2 éq)**



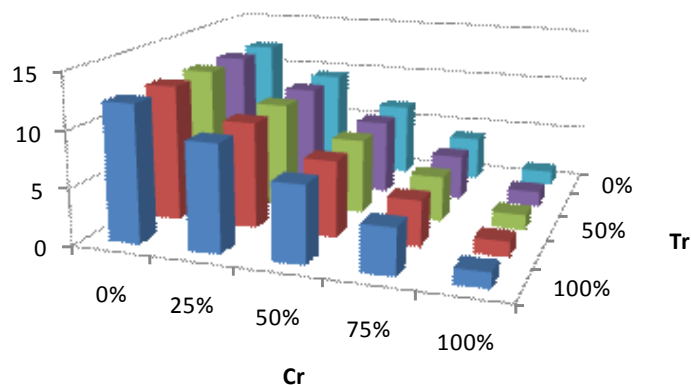
- Pour un taux de recyclage donné (T_R fixé), les impacts ne varient pas en fonction de la quantité de matière recyclée incorporée (C_R). En effet, le C_R n'intervient pas dans le calcul des impacts.
- Pour un contenu en recyclé donné (C_R fixé), les impacts diminuent lorsque le taux de recyclage (T_R) augmente. Cela est vrai lorsque $I_{PR} < I_{PV} + I_{fdvsr}$. Si c'est l'inverse, alors les impacts vont augmenter lorsque le taux de recyclage augmente.
- D'une manière générale, cette approche « encourage » la mise à disposition de matière secondaire.

Allocation des bénéfices à la production

L'inventaire associé à la production et à la fin de vie de la matière se calcule selon la formule suivante :

$$I = I_{PV} + I_{fdvsr} + C_R (- I_{fdvsr} + I_{PR} - I_{PV})$$

**Impacts d'1 kg d'aluminium,
avec la méthode d'allocation des bénéfices à la production
pour l'indicateur Réchauffement climatique (unité: kg CO2 éq)**

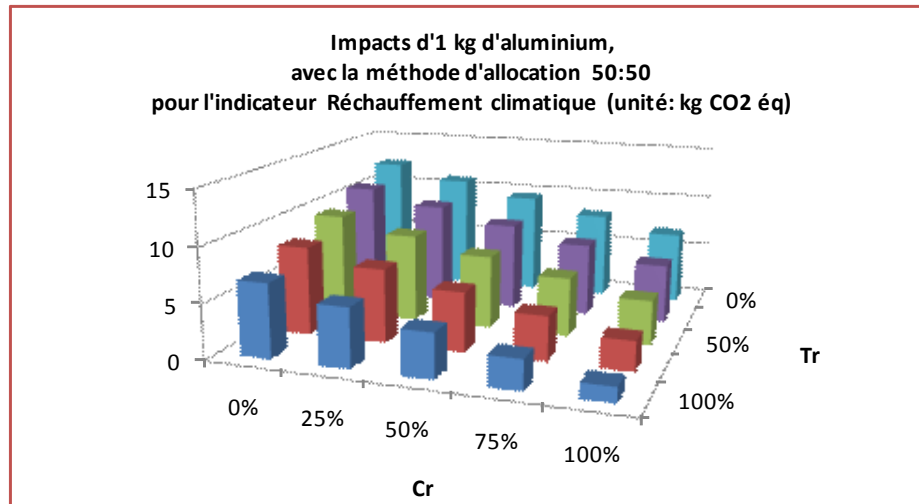


- Pour un contenu en recyclé donné (C_R fixé), les impacts ne varient pas en fonction du taux de recyclage (T_R). En effet, le T_R n'intervient pas dans le calcul des impacts.
- Pour un taux de recyclage donné (T_R fixé), les impacts diminuent lorsque l'on augmente la quantité de matière recyclée incorporée (C_R). Cela est vrai lorsque $I_{PR} < I_{PV} + I_{fdvsr}$. Si c'est l'inverse, alors les impacts vont augmenter lorsque le contenu en matière recyclée augmente.
- D'une manière générale, cette approche « encourage » l'incorporation de recyclé.

Allocation 50 : 50

L'inventaire associé à la production et à la fin de vie de la matière se calcule selon la formule suivante :

$$I = I_{PV} + I_{fdvsr} + 0,5 * C_R (- I_{fdvsr} + I_{PR} - I_{PV}) + 0,5 * T_R (- I_{fdvsr} + I_{PR} - I_{PV})$$



- Les impacts diminuent lorsque l'on augmente la quantité de matière recyclée incorporée (C_R) et/ou lorsque le taux de recyclage (T_R) augmente. Cela est vrai lorsque $I_{PR} < I_{PV} + I_{fdvsr}$. Si c'est l'inverse, alors les impacts vont augmenter.
- Cette approche permet de prendre à la fois en compte les efforts pour l'incorporation de matière recyclée et pour le recyclage en fin de vie.

6. DOCUMENTS DE REFERENCE

- **BP X 30-323**, Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation (chapitre A.5.5., p.17-20) (document en cours d'évolution)
- **Rapport méthodologique BEE**, Bilan environnemental des emballages, (chapitre 2.4., p.10-17)
- **Emballages industriels : évaluation environnementale, économique et sociale de l'intérêt comparé entre réutilisation et usage unique**, Ademe, Juin 2010

FICHE METHODE N°5 : MULTIFONCTIONNALITE, ALLOCATION EN FONCTION DE FLUX PHYSIQUES, VALORISATION MATIERE DE TYPE RECYCLAGE

RECYCLAGE

1. INTRODUCTION

La méthode d'allocation en fonction des flux physiques est une approche attributionnelle permettant de résoudre la problématique de multifonctionnalité du recyclage.

Elle permet de répartir les impacts du recyclage (négatifs ou positifs) entre le système qui génère la matière à recycler et le système qui incorpore la matière recyclée.

Comme son nom l'indique, il s'agit d'une méthode d'allocation. De manière très générale, elle doit donc être appliquée dans les cas de figure suivants :

- lorsque les méthodes de type substitution (ou encore appelées extension des frontières du système ou impacts évités) ne peuvent pas être mises en œuvre,
- lorsque les objectifs de l'étude sont strictement attributionnels, à savoir lorsqu'il s'agit d'études ACV purement descriptives et ne tenant pas compte des interactions possibles entre le système étudié et d'autres systèmes éventuels.

L'allocation est faite en se basant sur des flux physiques réels, en tenant compte des propriétés physiques de la matière et du nombre d'utilisations successives de cette matière.

Deux approches existent pour ce type d'allocation :

- l'approche décrite dans l'ILCD Handbook (Chapitre 14.4.1.2 page 350), dans laquelle la totalité des impacts de la production de matière vierge et des procédés de recyclage est répartie entre le produit primaire (produit initial fabriqué à partir de matière vierge) et les produits recyclés (produits secondaires),
- l'approche décrite dans l'ISO 14 049^c (Chapitre 8.3.3 page 31), dans laquelle, une partie des impacts liés à la production de matière vierge est soustraite de l'impact global du produit primaire et est transférée aux produits recyclés.

2. METHODOLOGIE SELON L'APPROCHE ILCD

2.1. Principe

Dans cette approche, on étudie un système global constitué par un produit primaire fabriqué à partir de matière vierge et par un ensemble de produits recyclés issus du recyclage successif de la matière initialement produite pour le produit primaire.

L'approche repose sur 3 étapes :

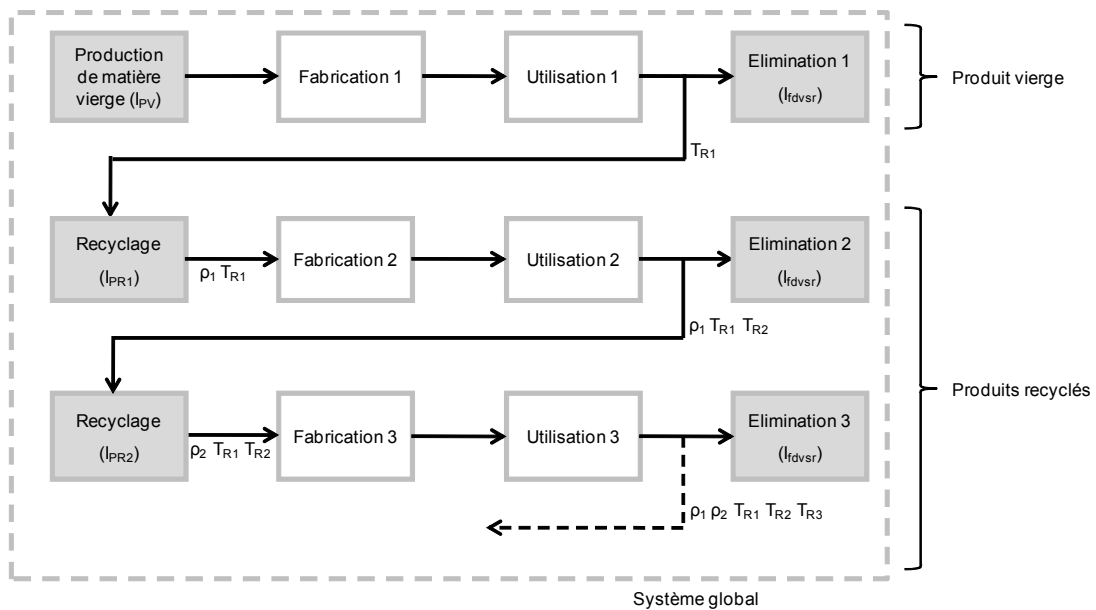
- 1) Calcul de la quantité de matière utilisée
- 2) Calcul de l'inventaire total associé à la matière vierge et à ses utilisations successives
- 3) Calcul des inventaires du produit primaire et des produits recyclés

2.2. Description du système

La matière vierge produite pour le produit primaire est recyclée et utilisée dans un grand nombre de produits recyclés. La quantité de matière utilisée au total sur l'ensemble des produits primaire et recyclés dépend du taux de recyclage (T_R) et du rendement du procédé de recyclage (ρ).

^c L'ISO 14049 est un document informatif présentant des exemples d'application de l'ISO 14041.

Le schéma ci-dessous présente le système considéré.



2.3. Calcul de la quantité de matière utilisée

On part d'une quantité de matière vierge initiale de 1.

Soit U, la quantité de matière totale utilisée sur les n+1 produits successifs

U = 1	Utilisation initiale du matériau vierge
+ T _{R1} * ρ ₁	Part de la matière vierge initiale réutilisée après le 1 ^{er} recyclage
+ T _{R1} * ρ ₁ * T _{R2} * ρ ₂	Part de la matière vierge initiale réutilisée après le 2 ^e recyclage
...	...
+ T _{R1} * ρ ₁ * T _{R2} * ρ ₂ * ... * T _{Rn} * ρ _n	Part de la matière vierge initiale réutilisée après le n ^{eme} recyclage

En supposant que les procédés de recyclage sont équivalents (T_{R1}=T_{R2}=T_{Rn}=T_R) et que leurs rendements sont égaux (ρ₁=ρ₂=ρ_n = ρ), on obtient :

$$\begin{aligned}
 U &= 1 + T_R * \rho + T_R^2 * \rho^2 + \dots + T_R^n * \rho^n \\
 &= \sum_{i=0}^n T_R^i * \rho^i \\
 &= \frac{1 - (T_R * \rho)^{n+1}}{1 - T_R * \rho} \quad (\text{somme des termes d'une suite géométrique})
 \end{aligned}$$

Sachant que quand n tend vers l'infini, (T_R*ρ)ⁿ⁺¹ tend vers zéro, on a donc :

$$U = \frac{1}{1 - \rho * T_R}$$

Avec:

ρ = rendement du procédé de recyclage

T_R = taux de recyclage

Remarque : Dans la réalité, on a un premier produit de masse 1 et un ensemble de (n-1) produits avec des masses de plus en plus faibles totalisant au final une masse U. De manière très théorique, on peut considérer que c'est équivalent à un ensemble de U produits ayant chacun une masse 1. C'est pourquoi, U qui est au sens strict la quantité totale de matière utilisée sur les n produits est souvent appelé le nombre d'utilisation.

2.4. Calcul de l'inventaire total associé à la matière vierge et à ses utilisations successives

Soit I, l'inventaire associé à la production de la matière vierge et à ses recyclages successifs.

$I = I_{PV}$	Production de la matière vierge initiale
$+ \rho_1 * T_{R1} * I_{PR1}$	Recyclage de la quantité T_{R1} et production de la quantité $\rho_1 * T_{R1}$
$+ \rho_1 * \rho_2 * T_{R1} * T_{R2} * I_{PR2}$	Recyclage de la quantité $\rho_1 T_{R1} T_{R2}$ et production de la quantité $\rho_1 \rho_2 T_{R1} T_{R2}$
...	...
$+ \rho_1 * \rho_2 * \dots * \rho_n * T_{R1} * T_{R2} * \dots * T_{Rn} * I_{PRn}$	Recyclage de la quantité $\rho_1 \rho_2 \dots \rho_n * T_{R1} T_{R2} \dots T_{Rn}$
$+ I_{fdvsr}$	Elimination de la totalité de la matière initialement produite lors de n cycles de recyclage

De la même façon que précédemment, on suppose que les procédés de recyclage sont équivalents ($T_{R1}=T_{R2}=T_{Rn}= T_R$) et que leurs inventaires sont identiques ($I_{PR1}= I_{PR2}= I_{PRn} = I_{PR}$), on obtient donc :

$$I = I_{PV} + I_{fdvsr} + I_{PR} (\rho T_R + \rho^2 T_R^2 + \dots + \rho^n T_R^n) = I_{PV} + I_{fdvsr} + I_{PR} (\sum_{i=0}^n (\rho T_R)^i - 1)$$

$$= I_{PV} + I_{fdvsr} + I_{PR} \left(\frac{1 - (\rho T_R)^{n+1}}{1 - \rho T_R} - 1 \right)$$

Or n tend vers l'infini, d'où :

$$I = I_{PV} + I_{fdvsr} + I_{PR} \left(\frac{\rho T_R}{1 - \rho T_R} \right) = I_{PV} + I_{fdvsr} + I_{PR} (U-1)$$

Avec:

I_{PV} = Inventaire de production de la matière vierge

I_{PR} = Inventaire de production de la matière recyclée

I_{fdvsr} = Inventaire de fin de vie sans recyclage (stockage et incinération)

T_R = Taux de recyclage

ρ = rendement du procédé de recyclage

U = quantité de matière totale utilisée

2.5. Calcul de l'inventaire

Dans l'approche décrite dans l'ILCD, la répartition de l'inventaire est faite sur la base d'une allocation massique. La totalité de l'inventaire de production de la matière vierge et des procédés de recyclage est répartie entre le produit primaire et les produits recyclés successifs en fonction de la quantité de matière disponible entre les différentes utilisations.

Soit I_{moyen} , l'inventaire moyen associé à la production et à la fin de vie d'une unité de matière :

$I_{moyen} = \frac{I}{U}$, en prenant les valeurs de I et de U précédemment calculées, on obtient :

$$I_{moyen} = (1 - \rho T_R) I_{PV} + (1 - \rho T_R) I_{fdvsr} + \rho T_R I_{PR}$$

Il est important de noter que cette approche revient à considérer que les propriétés de la matière vierge et des matières recyclées successives sont équivalentes. L'ILCD précise qu'un facteur correctif peut être ajouté afin de refléter ces différences de propriétés. Le facteur correctif à utiliser doit alors être un ratio en fonction de la valeur sur le marché du matériau vierge et des matériaux recyclés.

Par ailleurs, il est également important de noter que seul l'inventaire associé à la production et à la fin de vie de la matière présente dans chaque produit est analysé de façon globale et réparti entre les produits. Toutes les étapes du cycle de vie spécifiques à un produit (étapes de fabrication finale, utilisation, transport...) sont allouées à ce produit spécifique.

3. METHODOLOGIE SELON L'APPROCHE ISO 14 049

3.1. Principe

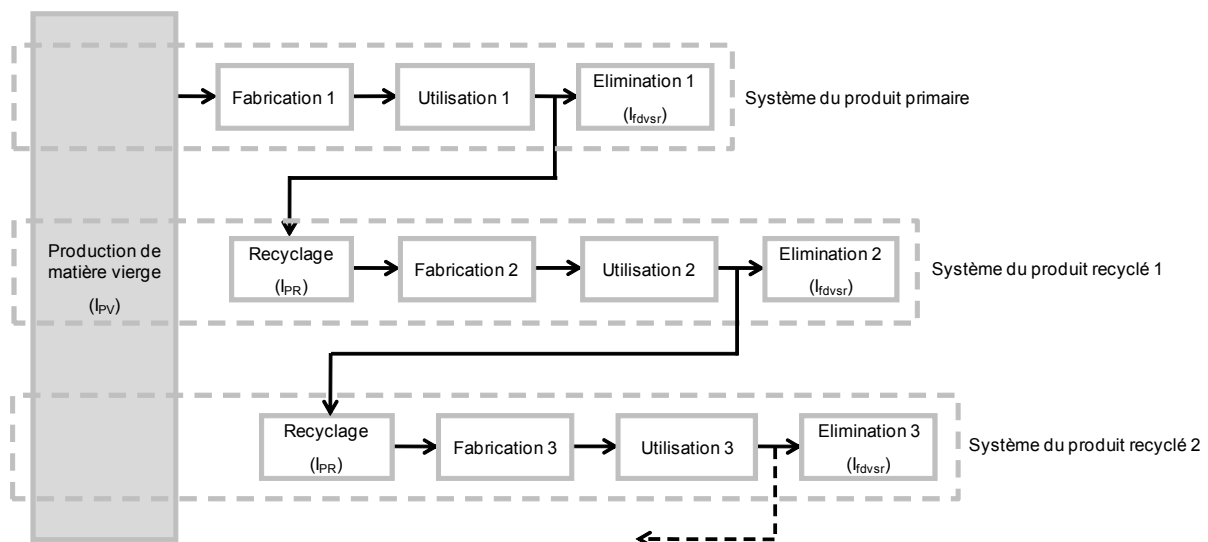
Contrairement à l'approche ILCD qui consiste à analyser un système global et à répartir les impacts entre le produit primaire et les produits secondaires, l'approche ISO 14049 consiste à analyser les produits séparément et à transférer une partie des impacts du produit primaire vers les produits recyclés.

L'approche repose sur 3 étapes :

- 1) Calcul de la quantité de matière utilisée
- 2) Calcul des coefficients d'allocation pour répartir l'inventaire lié à la production du matériau vierge entre le produit primaire et les produits recyclés
- 3) Calcul des inventaires du produit primaire et des produits recyclés

3.2. Description du système

Le schéma ci-dessous présente les systèmes considérés pour le produit primaire et les produits recyclés.



3.3. Calcul de la quantité de matière utilisée

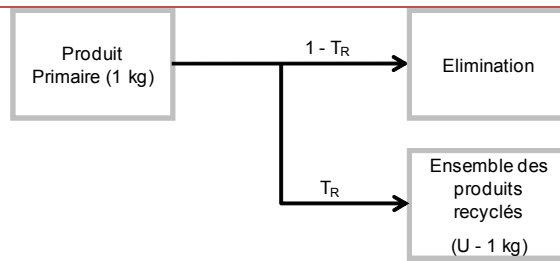
Le calcul de la quantité totale de matière utilisée U est le même que pour l'approche précédente. On a donc :

$$U = \frac{1}{1 - p \cdot T_R}$$

3.4. Calcul des coefficients d'allocation

Les impacts associés à la production de matière vierge sont alloués entre le produit primaire (1kg) et l'ensemble des produits recyclés ($U-1$ kg). Cette allocation est basée sur la quantité de matière initiale (initialement vierge) utilisée par chaque produit.

Le schéma ci-dessous illustre la répartition de l'utilisation de matière initiale entre le produit primaire et les produits recyclés.



A. Allocation au système du produit primaire

Au système du produit primaire composé de matière vierge, on alloue :

- $(1-T_R)$ qui est la part de matière initiale (vierge) qui est éliminée après la première utilisation et qui n'est donc utilisée que par le produit primaire,
- $T_R \cdot \frac{1}{U}$ qui est la part de matière initiale utilisée par l'ensemble des produits ramenée à l'utilisation du produit primaire. (La quantité T_R de matière est utilisée dans une quantité U de produit. La part de matière allouée au produit primaire de masse 1 est donc $T_R \cdot \frac{1}{U}$).

On en déduit le coefficient d'allocation pour le produit primaire K_1 :

$$K_1 = (1-T_R) + \frac{T_R}{U}$$

B. Allocation au système des produits recyclés

Au système de produits recyclés, dont la masse totale est $(U-1)$, on alloue :

- $T_R \cdot \frac{U-1}{U}$ qui est la part de matière initiale utilisée par l'ensemble des produits ramenée à l'utilisation des produits recyclés. (La quantité T_R de matière est utilisée dans une quantité U de produit. La part de matière allouée à l'ensemble des produits recyclés de masse $(U-1)$ est donc $T_R \cdot \frac{U-1}{U}$).

On vérifie que la somme des coefficients d'allocation entre le système du produit primaire et le système des produits recyclés est bien égale à un :

$$(1-T_R) + T_R \cdot \frac{1}{U} + T_R \cdot \frac{U-1}{U} = \frac{U-T_R U + T_R + T_R U - T_R}{U} = 1$$

Si on considère que les matières recyclées successives sont équivalentes, on peut en déduire le coefficient d'allocation pour une unité de masse de produit recyclé K_2 :

$$K_2 = \frac{T_R}{U}$$

3.5. Calcul des inventaires

A. Inventaire du produit primaire composé de matière vierge

Soit $I_{\text{matière primaire}}$ l'inventaire associé à la production et à la fin de vie de la matière vierge.

$$I_{\text{matière primaire}} = K_1 \cdot I_{PV} + (1-T_R) \cdot I_{fdvsr}$$

Avec:

K_1 = Coefficient d'allocation pour le produit primaire

T_R = Taux de recyclage

I_{PV} = Inventaire de production de la matière vierge

I_{fdvsr} = Inventaire de fin de vie sans recyclage (stockage et incinération)

B. Inventaire d'un produit composé de matière recyclée

Soit $I_{\text{matière recyclée}}$ l'inventaire associé à la production et à la fin de vie d'une unité de masse de matière recyclée.

$$I_{\text{matière recyclée}} = K_2 * I_{PV} + I_{PR} + (1 - T_R) * I_{fdvsr}$$

Avec:

K_2 = Coefficient d'allocation pour un produit recyclé

T_R = Taux de recyclage

I_{PV} = Inventaire de production de la matière vierge

I_{PR} = Inventaire de production de la matière recyclée

I_{fdvsr} = Inventaire de fin de vie sans recyclage (stockage et incinération)

4. ETUDE DE CAS

On considère le cas de cartons d'emballage.

On analyse 3 cartons composés de matière vierge, de matière recyclée ou d'un mélange 50/50 de matière vierge et de matière recyclée. En utilisant les approches ILCD et ISO 14049, on étudie les impacts environnementaux de ces cartons lorsque le taux de recyclage T_R augmente, c'est-à-dire lorsque le nombre d'utilisation U augmente.

Pour simplifier l'étude, le rendement du procédé de recyclage ρ est supposé égal à 1 et on considère une fin de vie sans recyclage de type stockage ($I_{fdvsr} = I_{\text{stockage}}$).

Le tableau ci-dessous présente les différents U et T_R considérés et les coefficients d'allocation K_1 et K_2 correspondants dans le cas de l'approche ISO 14049.

U	1,1	1,3	1,8	3	6	9
T_R	9%	23%	44%	67%	83%	89%
K_1	99%	95%	80%	56%	31%	21%
K_2	8%	18%	25%	22%	14%	10%

Les graphiques présentés page suivante présentent les résultats obtenus pour deux indicateurs d'impact environnemental : l'acidification terrestre et l'épuisement des ressources fossiles. Ces deux indicateurs ont été choisis afin d'illustrer les différents types d'évolution d'impacts.

4.1. Analyse de l'approche ILCD

Les inventaires associés à la production et à la fin de vie des cartons se calculent de la façon suivante :

$$I = (1 - T_R) I_{PV} + (1 - T_R) I_{fdvsr} + T_R I_{PR}$$

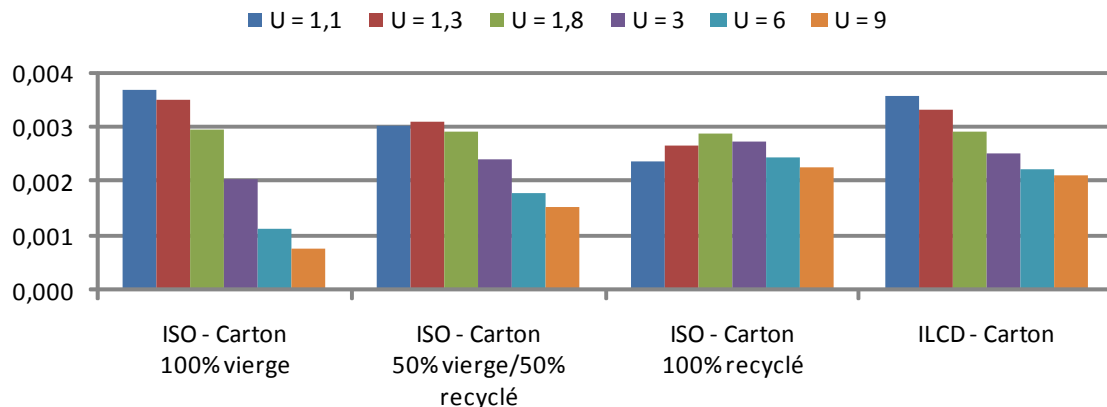
Les impacts sont identiques pour les 3 types de carton car le contenu en recyclé C_R n'intervient pas dans la formule.

Quand le nombre d'utilisations U augmente, c'est-à-dire quand le taux de recyclage T_R augmente, alors le résultat dépend des impacts respectifs des inventaires I_{PV} , I_{PR} et I_{fdvsr} .

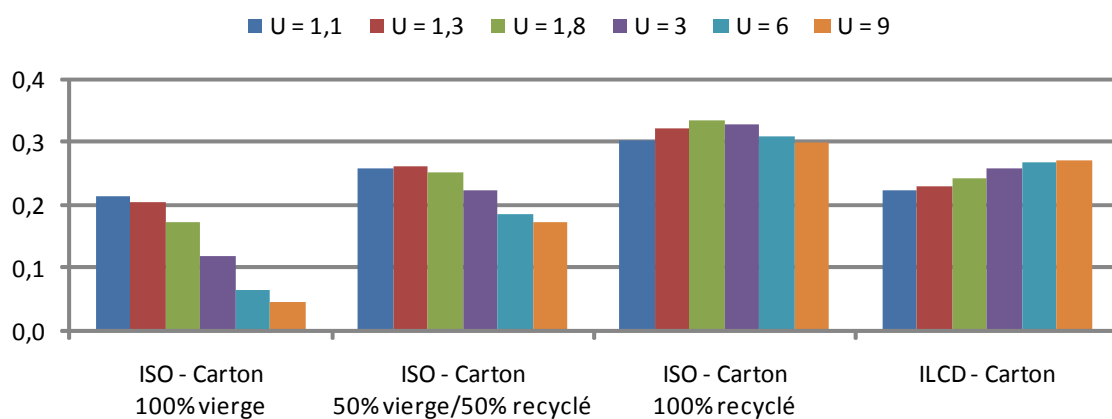
Pour l'acidification terrestre, on a $I_{PV} > I_{PR} \gg I_{fdvsr}$. Cela signifie que I_{PV} va imposer la tendance globale de variation des impacts. Quand U augmente, $1 - T_R$ diminue et on observe donc une diminution des impacts pour l'indicateur d'acidification.

Pour l'épuisement des ressources fossiles, on a $I_{PR} > I_{PV} \gg I_{fdvsr}$. Cela signifie que I_{PR} va imposer la tendance globale de variation des impacts. Quand U augmente, T_R augmente et on observe donc une augmentation des impacts.

**Impacts d'1kg de carton avec les approches ISO 14049 et ILCD,
pour différents nombres d'utilisations (U)
pour l'indicateur Acidification terrestre (unité: kg SO2 eq)**



**Impacts d'1kg de carton avec les approches ISO 14049 et ILCD,
pour différents nombres d'utilisations (U)
pour l'indicateur Epuisement des ressources fossiles (unité: kg oil eq)**



4.2. Analyse de l'approche ISO 14 049

Analyse du carton 100% vierge

L'inventaire associé à la production et à la fin de vie du carton se calcule de la façon suivante :

$$I_{\text{matière vierge}} = K_1 * I_{PV} + (1-T_R) * I_{fdvsr}$$

On a $K_1 = 1-T_R^2$.

Donc quand U augmente, T_R augmente et K_1 et $1-T_R$ diminuent.

Donc quel que soit l'indicateur considéré, les impacts du produit vierge diminuent lorsque le nombre d'utilisations augmente (car une part de plus en plus importante de l'impact de la production de matière vierge est transférée aux produits recyclés).

Analyse du carton 100% recyclé

L'inventaire associé à la production et à la fin de vie du carton se calcule de la façon suivante :

$$I_{\text{matière recyclée}} = K_2 * I_{PV} + I_{PR} + (1-T_R) * I_{fdvsr}$$

On a $K_2 = T_R - T_R^2$. K_2 est donc une fonction parabolique présentant les variations suivantes :

- lorsque T_R augmente de 0 à 50% (c'est-à-dire lorsque U varie entre 1 et 2), K_2 augmente,
- lorsque T_R varie de 50% à 100% (c'est-à-dire lorsque U est supérieur à 2), K_2 diminue.

Dans le cas où $0\% < T_R < 50\%$, lorsque le nombre d'utilisations augmente, K_2 augmente mais $(1 - T_R)$ diminue. Les résultats pour chaque indicateur vont donc dépendre des impacts respectifs de I_{PV} , I_{PR} et I_{fdvsr} . En l'occurrence dans le cas présent, les impacts augmentent pour les deux indicateurs d'acidification terrestre et d'épuisement des ressources fossiles.

Dans le cas où $50\% < T_R < 100\%$, lorsque le nombre d'utilisations augmente, K_2 diminue et $(1 - T_R)$ diminue. Donc quel que soit l'indicateur considéré, les impacts diminuent lorsque le nombre d'utilisations augmente. En effet, la part d'impact transférée du produit vierge vers les produits recyclés est de plus en plus importante mais elle est divisée par un nombre de produits recyclés de plus en plus grand. Donc au final, lorsque U augmente, la part d'impact portée par chaque produit recyclé diminue.

Analyse du carton mixte composé de matière vierge et de matière recyclée

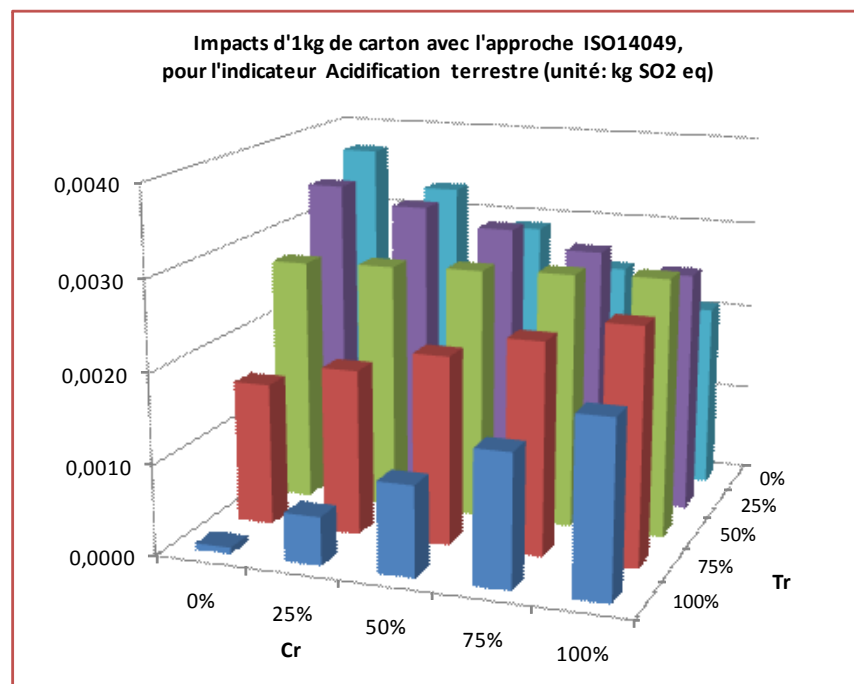
L'inventaire associé à la production et à la fin de vie du carton se calcule de la façon suivante :

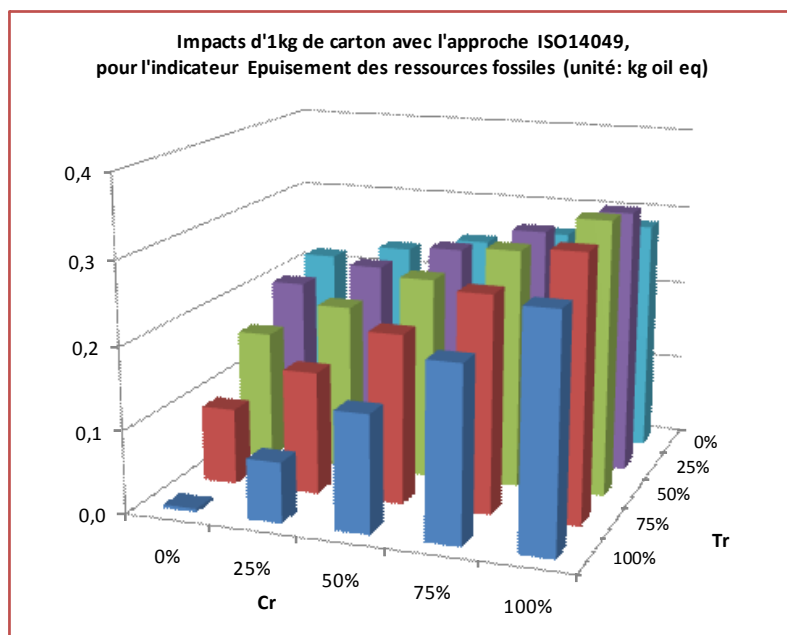
$$I_{mixte} = (1-C_R) * [K_1 * I_{PV} + (1-T_R) * I_{fdvsr}] + C_R * [K_2 * I_{PV} + I_{PR} + (1-T_R) * I_{fdvsr}]$$

Pour les produits composés à la fois de matière vierge et de matière recyclée, on obtient des résultats intermédiaires. Dans le cas où $0\% < T_R < 50\%$, lorsque le nombre d'utilisations augmente, les impacts de la part vierge diminuent et les impacts de la part recyclée augmentent. Dans le cas où $50\% < T_R < 100\%$, les impacts diminuent.

Analyse générale

Les graphiques ci-dessous présentent les variations d'impact en fonction de T_R et C_R pour deux indicateurs d'impact environnemental : l'acidification terrestre et l'épuisement des ressources fossiles.





Pour le carton vierge ($C_R = 0\%$), on voit nettement le fait que les impacts diminuent lorsque le taux de recyclage (et donc le nombre d'utilisations) augmente.

Pour les taux de recyclage importants ($T_R > 50\%$, c'est-à-dire pour des nombres d'utilisations U supérieurs à 2), on peut noter que lorsque le nombre d'utilisations U augmente, l'impact du carton vierge diminue très vite alors que l'impact du carton recyclé diminue plus faiblement.

En effet, par exemple, dans le cas où $U=3$, le carton vierge ne porte que 56% de l'impact de la production de matière vierge, tandis que 44% de cet impact est transféré vers les 2 produits recyclés qui portent chacun 22% de l'impact. Quand on passe à $U=6$, la part de l'impact de la production de matière vierge portée par le carton vierge passe de 56% à 31% et la part portée par le carton recyclé passe de 22% à 14% (69% de l'impact de la matière vierge est transférée aux 5 produits recyclés, soit 14% par produit recyclé).

Cette différence dans l'ampleur de la variation a des conséquences sur le positionnement relatif des produits étudiés.

Dans le cas de l'indicateur d'épuisement des ressources fossiles, pour lequel $I_{PV} < I_{PR}$, on a toujours :

- Impacts produit vierge < Impacts produit recyclé

Dans le cas de l'indicateur d'acidification terrestre, pour lequel $I_{PV} > I_{PR}$, on a :

- Impact produit vierge > Impact produit recyclé pour un nombre d'utilisations U faible (T_R élevé)
- Impact produit vierge < Impact produit recyclé pour un nombre d'utilisations U élevé

Plus le taux de recyclage T_R augmente, plus le matériau recyclé est favorisé. On constate que cela inverse le positionnement du carton vierge par rapport au carton recyclé pour cet indicateur.

5. DOCUMENTS DE REFERENCE

- **ISO/TR 14 049 :2000**, Management environnemental – Analyse de cycle de vie – Exemples d'application de l'ISO 14 041 traitant de la définition de l'objectif et du champ de l'étude et analyse de l'inventaire, 2000, (chapitre 8 p.25-35)
- **ILCD Handbook**, General guide for Life cycle assessment – Detailed guidance, 2010 (chapitre 14 p.343-365)

FICHE METHODE N°6 : MULTIFONCTIONNALITE, SUBSTITUTION, VALORISATION MATIERE DE TYPE PRODUCTION DE FERTILISANTS

COMPOSTAGE, METHANISATION

1. INTRODUCTION

La méthode de substitution s'applique aux procédés de traitement des déchets organiques générant des produits résiduels organiques utilisés en agriculture comme fertilisant ou amendement :

- le compostage (valorisation du compost),
- la méthanisation (valorisation du digestat, résidu issu de la méthanisation, qui peut être épandu en l'état ou après compostage).

La méthode de substitution est également appelée extension du système ou impacts évités.

Il s'agit d'une approche conséquentielle permettant de résoudre la problématique de multifonctionnalité de ces filières. Elle peut être utilisée dans des études ACV de type attributionnelle avec interactions ou conséquentielle afin de traduire les conséquences existantes ou potentielles de la valorisation du compost ou du digestat.

2. METHODOLOGIE GENERALE

2.1. Principe

La méthode de substitution consiste à ramener le procédé de traitement multifonctionnel à un procédé monofonctionnel en ôtant du système étudié la co-fonction non étudiée.

Quand on s'intéresse à la fin de vie d'un déchet dans une filière de compostage ou de méthanisation, la co-fonction non étudiée est la production de produit résiduel organique (compost ou digestat).

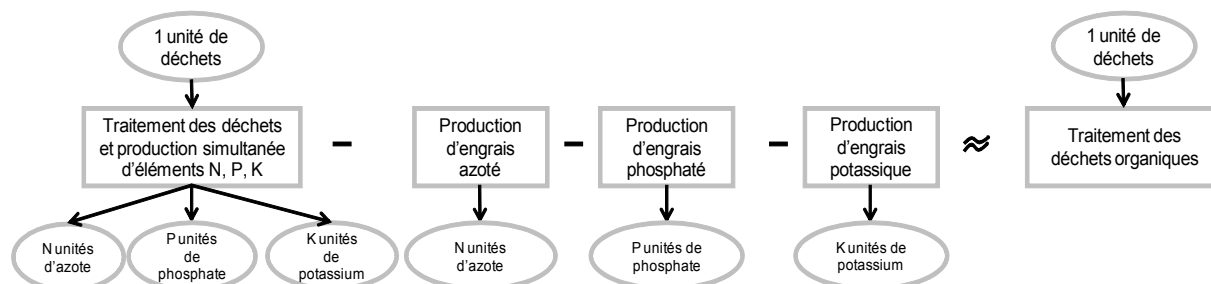
Deux approches sont alors possibles pour prendre en compte les impacts évités :

- Dans une approche simple, on considère que le produit résiduel organique se substitue à la production d'engrais de synthèse.
- Dans une approche plus fine, on prend en compte l'usage du fertilisant et on considère que la production et l'épandage du produit résiduel organique se substituent à la production et à l'épandage d'engrais de synthèse.

Il faut noter qu'avec ces deux approches, seule la fonction fertilisante du produit résiduel organique est prise en compte pour évaluer les impacts évités. En effet, à ce jour, on ne dispose pas de modèles simples pour prendre en compte les autres fonctions du compost ou du digestat telles que l'amélioration de la structure des sols et l'amélioration de la biodisponibilité en éléments nutritifs. Il faut donc garder à l'esprit que ces approches ne permettent qu'une approximation des impacts évités.

2.2. Description du système

Le schéma présente la méthode de substitution dans le cas d'une approche simple :



2.3. Calcul de l'inventaire avec une approche simple

Dans le cas d'un traitement de déchets avec valorisation sous forme de fertilisants, l'inventaire associé à la fin de vie peut se calculer de la façon suivante :

$$I_{fdv} = I_{\text{Traitement}} - q_{\text{engrais N}} * I_{\text{Prod Engrais N}} - q_{\text{engrais K2O}} * I_{\text{Prod Engrais K2O}} - q_{\text{engrais P2O5}} * I_{\text{Prod Engrais P2O5}}$$

Avec:

$I_{\text{Traitement}}$ = Inventaire du procédé de traitement des déchets (méthanisation ou compostage)

$I_{\text{Prod Engrais N}}$ = Inventaire de production d'engrais azoté de synthèse

$I_{\text{Prod Engrais K2O}}$ = Inventaire de production d'engrais potassique de synthèse

$I_{\text{Prod Engrais P2O5}}$ = Inventaire de production d'engrais phosphaté de synthèse

$q_{\text{engrais N}}$ = Part de N dans le digestat ou le compost (% massique)

$q_{\text{engrais K2O}}$ = Part de K_2O dans le digestat ou le compost (% massique)

$q_{\text{engrais P2O5}}$ = Part de P_2O_5 dans le digestat ou le compost (% massique)

2.4. Calcul de l'inventaire avec une approche plus fine

Par rapport à la méthode précédente, une approche plus fine consiste à prendre en compte non seulement les impacts associés à la production de fertilisant mais aussi les impacts associés à leur épandage.

En effet, l'épandage de fertilisants, que se soit des engrais de synthèse ou des produits résiduaux organiques, est à l'origine d'émissions dans l'air et de lixiviats.

Par exemple, lors de l'épandage de fertilisants azotés, une partie de l'azote est volatilisée sous forme d'ammoniac (NH_3) et de protoxyde d'azote (N_2O) et une partie est lessivée en nitrates (NO_3^-). De même, du phosphate est lixivié suite à l'épandage des fertilisants phosphatés. De plus, pour tous les fertilisants utilisés, des traces de métaux lourds sont émis dans le sol.

Ces émissions participent aux impacts environnementaux de la fertilisation des sols et dépendent des types de fertilisants épandus (engrais de synthèse, compost, digestat...).

Ainsi, par rapport à l'approche précédente, on peut affiner la prise en compte des impacts évités en intégrant l'épandage. L'inventaire associé à la fin de vie se calcule alors de la façon suivante :

$$I_{fdv} = I_{\text{Traitement}} + I_{\text{Epandage}} - q_{\text{engrais N}} * (I_{\text{Prod Engrais N}} + I_{\text{Epandage Engrais N}}) - q_{\text{engrais K2O}} * (I_{\text{Prod Engrais K2O}} + I_{\text{Epandage Engrais K2O}}) - q_{\text{engrais P2O5}} * (I_{\text{Prod Engrais P2O5}} + I_{\text{Epandage Engrais P2O5}})$$

Avec notamment :

I_{Epandage} = Inventaire de l'épandage du digestat ou du compost

$I_{\text{Epandage Engrais N}}$ = Inventaire de l'épandage d'engrais azoté de synthèse

$I_{\text{Epandage Engrais K2O}}$ = Inventaire de l'épandage d'engrais potassique de synthèse

$I_{\text{Epandage Engrais P2O5}}$ = Inventaire de l'épandage d'engrais phosphaté de synthèse

Les inventaires d'épandage prennent en compte les consommations d'énergie pour l'épandeur, les émissions azotées, phosphatées et potassiques ainsi que de métaux lourds dans le champ.

De plus, selon le GIEC, on peut estimer en première approximation que les émissions azotées, phosphatées et potassiques lors de l'épandage sont proportionnelles aux quantités de N, P et K apportées et ne dépendent pas du caractère organique ou minéral de l'engrais. Dès lors, on peut faire l'hypothèse que les émissions liées à l'épandage de compost ou de digestat sont compensées par les émissions liées à l'épandage des engrais de synthèse auxquels ils se substituent.

On peut donc simplifier l'approche ci-dessus par la formule suivante :

$$I_{fdv} = I_{Elimination} + I_{Epannage\ ML} - q_{engrais\ N} * (I_{Prod\ Engrais\ N} + I_{Epannage\ Engrais\ N\ ML}) - q_{engrais\ K2O} * (I_{Prod\ Engrais\ K2O} + I_{Epannage\ Engrais\ K2O\ ML}) - q_{engrais\ P2O5} * (I_{Prod\ Engrais\ P2O5} + I_{Epannage\ Engrais\ P2O5\ ML})$$

Avec notamment :

$I_{Epannage\ ML}$ = Inventaire de l'épandage du digestat ou du compost (épandeur + métaux lourds)

$I_{Epannage\ Engrais\ N\ ML}$ = Inventaire de l'épandage d'engrais azoté de synthèse (épandeur + métaux lourds)

$I_{Epannage\ Engrais\ K2O\ ML}$ = Inventaire de l'épandage d'un engrais potassique (épandeur + métaux lourds)

$I_{Epannage\ Engrais\ P2O5\ ML}$ = Inventaire de l'épandage d'un engrais phosphaté (épandeur + métaux lourds)

Dans ce cas, les inventaires d'épandage prennent en compte les consommations d'énergie pour l'épandeur et les émissions de métaux lourds au champ. Ces émissions de métaux lourds dans le sol peuvent contribuer de façon importante aux indicateurs de toxicité et d'écotoxicité.

Remarques :

Dans le cas de la méthanisation, il faut également tenir compte des impacts évités par la production de biogaz qui se substitue à d'autres sources d'énergie. (→ Voir fiche méthode n°7)

Par ailleurs, lorsque l'on prend en compte l'épandage de compost ou de digestat, il faut également penser à considérer le stockage de carbone lié au fait que la totalité de la matière organique épandue dans le sol ne se décompose pas. (→ Voir fiche méthode n°9)

3. SPECIFICITES DE LA METHODE

L'évaluation des impacts environnementaux du traitement des déchets dans les filières de compostage et de méthanisation est délicate compte tenu du fait qu'il y a peu d'inventaires spécifiques dans les bases de données d'inventaires de cycle de vie. De plus, les consommations, les émissions et les productions de fertilisants des installations sont très variables en fonction du contexte (type de déchet organique traité, taille de l'installation, technologie, taux de fuite...).

Pour compléter les bases de données d'inventaires, des informations sur les consommations des installations de traitement et sur les émissions moyennes sont disponibles dans les documents de référence cités en dernière partie de cette fiche.

Par ailleurs, deux points nécessitent une attention particulière pour la détermination des engrais substitués :

- la prise en compte du pouvoir fertilisant du compost ou du digestat,
- le choix du type d'engrais de synthèse substitué (simple ou complexe).

3.1. Prise en compte du pouvoir fertilisant du compost ou du digestat

Les produits résiduels organiques apportent des éléments azotés, phosphatés, potassiques, calciques, soufrés ou magnésiens. Les éléments de bases sont les éléments N, P et K tandis que le calcium, le soufre et le magnésium sont dits secondaires. De plus, les produits résiduels organiques permettent d'améliorer la structure des sols et la biodisponibilité en éléments nutritifs.

Cependant, seuls les apports en éléments N, P et K sont en général pris en compte lors de l'application de la méthode de substitution. Ceci constitue donc une limite de l'approche.

Le pouvoir fertilisant en NPK est usuellement exprimé en unités de N, P et K qui représentent respectivement un kilogramme d'éléments N, un kilogramme de P_2O_5 et un kilogramme de K_2O . Il n'existe pas de composition standard de compost ou de digestat. Les parts de N, P et K sont intimement liées aux types de déchets traités (biodéchets ménagers, fumiers, boues...). Il faut donc recueillir les données spécifiques au compost ou digestat étudié afin de substituer les quantités d'engrais de synthèse correspondantes.

3.2. Choix du type d'engrais (simple ou complexe)

De nombreux engrais de synthèse sont utilisés en agriculture. On distingue les engrais simples qui apportent un seul élément (N, P ou K) et les engrais complexes qui apportent plusieurs éléments. Ceux-ci peuvent être binaires (NP, NK...) ou ternaires (NPK).

Pour faciliter la démarche, on considère en général la substitution par des engrais simples tels que :

- l'ammonitrate et l'urée (engrais N),
- le superphosphate simple ou triple (engrais P),
- le chlorure de potassium (engrais K)

Ces engrais sont couramment utilisés en agriculture et des inventaires de production de ces engrais sont disponibles dans les bases de données.

Dès lors que l'on souhaite prendre en compte des engrais complexes, il faut être très vigilant par rapport à la manière dont les inventaires de production sont présentés dans les bases de données. Par exemple, dans la base de donnéesecoinvent, les inventaires de production d'engrais complexes sont calculés à partir d'une méthode d'allocation et sont uniquement relatifs à la production d'un des nutriments N, P ou K. Pour modéliser complètement les flux associés à la production d'un engrais ternaire A, il faut donc obligatoirement prendre en compte simultanément l'inventaire de production de l'engrais A sous forme d'élément N, sous forme de P_2O_5 , et sous forme de K_2O dans les proportions adéquates. Ces approches étant complexes et sujettes à erreur, on recommande en général la substitution par des engrais simples.

4. ETUDE DE CAS

On considère le cas du traitement de biodéchets ménagers dans une filière de compostage.

On compare différentes approches pour évaluer les impacts de fin de vie de ces biodéchets :

- Dans le premier cas, on considère les impacts associés au procédé de compostage sans tenir compte du fait que la filière permet de produire du compost. Cela revient à considérer que le compost n'est pas valorisé et qu'il n'y a pas d'impacts évités.
- Dans le second cas, on considère les impacts associés au procédé de compostage et on substitue la production de compost par une production d'engrais de synthèse. On se place dans le cas de l'approche simple.
- Dans le troisième cas, on considère les impacts associés au procédé de compostage et on substitue la production et l'épandage de compost par une production et un épandage d'engrais de synthèse. On se place dans le cas de l'approche fine.

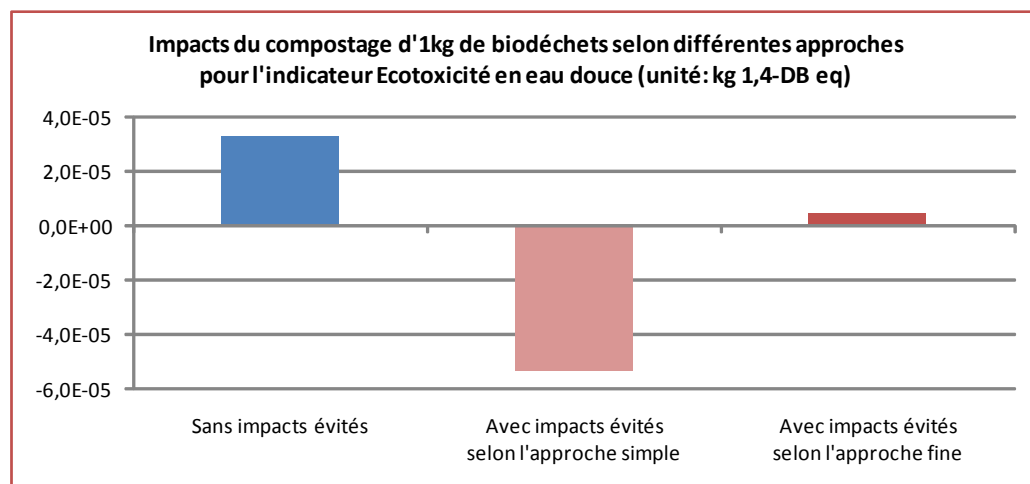
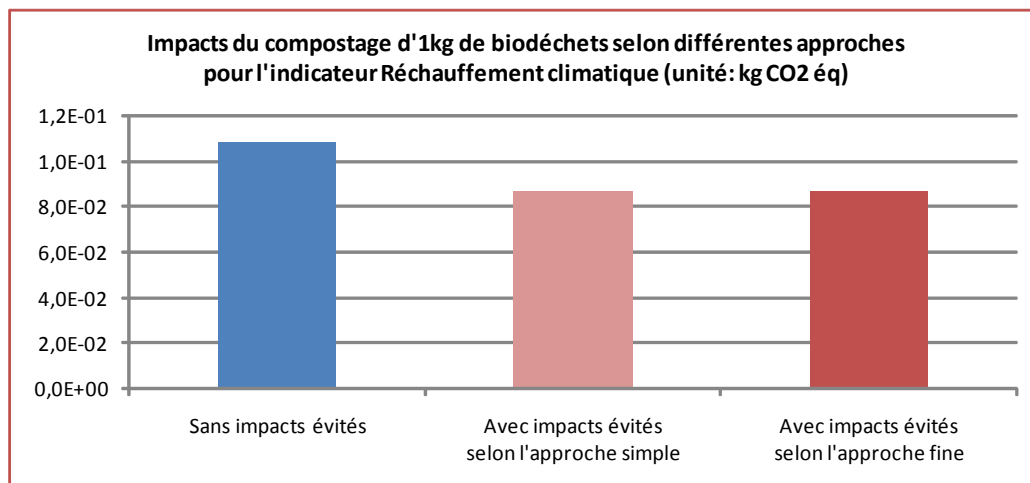
Pour l'approche fine, on considère que les consommations d'énergie de l'épandeur sont les mêmes pour l'épandage du compost et des engrais de synthèse. De plus, comme cela est préconisé par le GIEC, on considère que les différences d'émissions dans le sol liées à l'épandage ne concernent que les métaux lourds (Cr, Cd, Cu, Hg, Mo, Ni,...).

Pour estimer les impacts associés au procédé de compostage, on utilise un inventaire de production de compost en tenant compte d'un ratio moyen de production de compost à partir de déchets organiques (0,3 kg de compost/kg de biodéchet).

Pour estimer les impacts évités en termes de production de fertilisant, on substitue le compost à des engrais de synthèse et on estime les quantités correspondantes en tenant compte de la quantité de NPK dans le compost (7g N, 6g K_2O et 4g P_2O_5 par kg de compost) et de la quantité de NPK dans les engrais de synthèse. Pour cela, on considère des engrais simples courants pour lesquels des inventaires de production sont disponibles : ammonitrate (0,35kgN/kg d'engrais), chlorure de potassium (0,60kg K_2O /kg d'engrais) et superphosphate simple (0.20kg P_2O_5 /kg d'engrais).

Pour prendre en compte l'épandage, on évalue la différence de flux de métaux lourds entre l'apport de compost et l'apport d'engrais de synthèse en utilisant le rapport ADEME « Bilans des flux de contaminants entrant sur les sols agricoles de France métropolitaine, 2007 ».

Les impacts environnementaux du compostage d'un kilogramme de biodéchets ménagers sont présentés ci-dessous pour deux indicateurs : le réchauffement climatique et l'éco-toxicité en eau douce.



La substitution de la production de compost par la production d'engrais de synthèse (approche simple) diminue les impacts associés au compostage. Cette diminution est notable pour l'indicateur de réchauffement climatique. Pour l'indicateur d'éco-toxicité en eau douce, elle est très significative et conduit à un résultat global négatif signifiant que les impacts sont plus que compensés par les bénéfices apportés.

Si on compare les méthodes de substitution avec une approche simple et une approche fine, on constate qu'il n'y a pas de différence pour l'indicateur de réchauffement climatique. En effet, avec les hypothèses considérées, la prise en compte de l'épandage n'a pas d'influence sur cet indicateur.

Par contre, pour l'indicateur d'écotoxicité aquatique, on observe une forte différence. Les impacts sont plus importants avec l'approche fine (épandage pris en compte) qu'avec l'approche simple. Cela est dû au fait que dans l'étude de cas considérée les émissions de métaux lourds du compost issus de biodéchets ménagers sont plus importants que les émissions de métaux lourds des engrais de synthèse.

Cela montre également que l'approche simple consistant à négliger les impacts réels ou évités des épandages (de compost ou d'engrais) occulte une très grande partie des impacts pour les indicateurs de toxicité ou d'écotoxicité. Il semble donc important d'opter pour l'approche fine de prise en compte des impacts évités si on s'intéresse aux impacts sur la toxicité ou l'écotoxicité du compostage.

5. DOCUMENTS DE REFERENCE

- **IPCC - Lignes directrices pour les inventaires nationaux de GES**, Chapitre 11 - Emissions de N₂O des sols gérés et émissions de CO₂ dues au chaulage et à l'application d'urée, GIEC, 2006 (émissions moyennes par quantité d'azote apportée)
- **IPCC - Lignes directrices pour les inventaires nationaux de GES**, Chapitre 4 - Traitement biologique des déchets solides, GIEC, 2006
- **Bilans des flux de contaminants entrant sur les sols agricoles de France métropolitaine**, ADEME, 2007 (émissions d'éléments métalliques par type de compost et par type d'engrais de synthèse)
- **Impacts environnementaux de la gestion biologique des déchets**, ADEME, 2005
- **Application de la méthode Bilan Carbone® aux activités de gestion des déchets**, RECORD n°07-1017/1A, 2008

FICHE METHODE N°7 : MULTIFONCTIONNALITE, SUBSTITUTION ET ALLOCATION, VALORISATION ENERGETIQUE

INCINERATION, METHANISATION, STOCKAGE

1. INTRODUCTION

La méthode de substitution peut s'appliquer à différents procédés de traitement des déchets au cours desquels il y a une production d'énergie :

- l'incinération avec valorisation énergétique dans un incinérateur de traitement des ordures ménagères,
- la valorisation énergétique dans une chaudière (par exemple fin de vie de déchets de bois dans une chaufferie urbaine) ou dans un procédé industriel spécifique (par exemple fin de vie de pneus dans une cimenterie),
- la méthanisation,
- le stockage avec valorisation du biogaz.

La méthode de substitution est également appelée extension du système ou impacts évités.

Il s'agit d'une approche conséquentielle permettant de résoudre la problématique de multifonctionnalité des filières de traitement de déchets avec valorisation énergétique. Elle peut être utilisée dans des études ACV de type attributionnelle ou conséquentielle afin de traduire les conséquences existantes ou potentielles de la valorisation énergétique.

2. METHODOLOGIE GENERALE

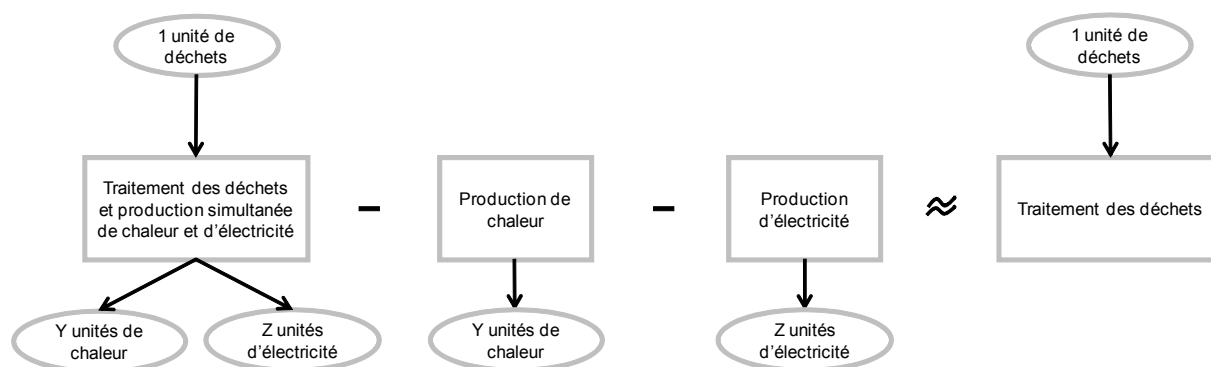
2.1. Principe

La méthode de substitution consiste à ramener le procédé de traitement des déchets avec valorisation énergétique à un procédé monofonctionnel en ôtant du système considéré la co-fonction non étudiée.

Quand on s'intéresse à la fin de vie d'un produit dans une filière de traitement avec valorisation énergétique, la co-fonction non étudiée est la production d'énergie associée à l'élimination des déchets qui se substitue à la production d'énergie par d'autres sources conventionnelles.

2.2. Description du système

Le schéma ci-dessous présente le système considéré afin de prendre en compte l'unique fonction du traitement des déchets.



2.3. Calcul de l'inventaire dans le cas de la combustion des déchets

Dans le cas de la combustion des déchets (incinérateur d'ordures ménagères avec valorisation énergétique, chaudière, procédé industriel spécifique...), l'inventaire associé à la fin de vie (I_{fdv}) se calcule de la façon suivante :

$$I_{fdv} = I_{Elimination} - PCI * (r_{Chaleur} * I_{Chaleur} + r_{Electricité} * I_{Electricité})$$

Avec:

$I_{Elimination}$ = Inventaire du procédé d'élimination des déchets (combustion)

PCI = Pouvoir calorifique inférieur du déchet

$I_{Chaleur}$ = Inventaire de la production de chaleur substituée

$I_{Electricité}$ = Inventaire de la production d'électricité substituée

$r_{Chaleur}$ = Rendement associé à la production de chaleur (part de l'énergie de combustion transformée en énergie thermique valorisée)

$r_{Electricité}$ = Rendement associé à la production d'électricité (part de l'énergie de combustion transformée en énergie électrique valorisée)

2.4. Calcul de l'inventaire dans le cas de la valorisation énergétique du biogaz

Dans le cas de la méthanisation ou du stockage avec valorisation énergétique du biogaz, plusieurs approches sont possibles.

La première approche consiste à substituer la quantité de méthane captée par la même quantité de gaz naturel. L'inventaire associé à la fin de vie se calcule alors selon la formule suivante :

$$I_{fdv} = I_{Elimination} + I_{Epuration\ biogaz} - F_{CH_4} * I_{prod\ gaz\ naturel}$$

Avec:

$I_{Elimination}$ = Inventaire du procédé d'élimination des déchets (stockage, méthanisation)

$I_{Epuration\ biogaz}$ = Inventaire de transformation du biogaz en gaz utilisable

F_{CH_4} = Flux de méthane capté et valorisé (par unité de masse de déchet)

$I_{prod\ gaz\ naturel}$ = Inventaire de la production et de l'acheminement de gaz naturel

Cette approche a l'avantage d'être simple à mettre en œuvre et est particulièrement adaptée dans les cas où le biogaz est injecté après traitement dans le réseau de gaz naturel.

Cependant, dans les autres cas de valorisation (production directe de chaleur et/ou d'électricité), cette approche simple présente différentes limites :

- Cette approche ne considère que la production et l'acheminement de la source d'énergie et ne tient pas compte des éventuelles différences d'impact environnemental lors de la combustion (impacts directs ou indirects associés à l'installation de combustion).
- Elle ne permet pas de différencier le type d'énergie produite (électrique et/ou thermique).
- Elle ne permet pas de prendre en compte les rendements de conversion électriques et/ou thermiques des installations, qui ne sont par exemple pas les mêmes entre un groupe électrogène de centre de stockage et une centrale électrique au gaz.

C'est pourquoi on recommande en général une seconde approche consistant à calculer l'énergie produite et effectivement valorisée sous forme thermique et/ou électrique et à substituer les impacts qui auraient été générés si une source conventionnelle d'énergie avait été utilisée pour produire une quantité d'énergie équivalente.

Avec cette seconde approche, l'inventaire associé à la fin de vie se calcule de la façon suivante :

$$I_{fdv} = I_{Elimination} - F_{CH_4} * PCI_{CH_4} * (r_{Chaleur} * I_{Chaleur} + r_{Electricité} * I_{Electricité})$$

Avec:

$I_{Elimination}$ = Inventaire du procédé d'élimination des déchets (stockage, méthanisation)

PCI_{CH_4} = Pouvoir calorifique inférieur du méthane

F_{CH_4} = Flux de méthane capté et valorisé (par unité de masse de déchet)

$I_{cha\text{leur}}$ = Inventaire de la production de chaleur substituée

$I_{\text{électricité}}$ = Inventaire de la production d'électricité substituée

$r_{cha\text{leur}}$ = Rendement associé à la production de chaleur (part de l'énergie de combustion du biogaz transformée en énergie thermique valorisée)

$r_{\text{électricité}}$ = Rendement associé à la production d'électricité (part de l'énergie de combustion du biogaz transformée en énergie électrique valorisée)

Remarque : Dans le cas de la méthanisation, il faut également tenir compte des impacts évités par la production de matière fertilisante dès lors que l'on considère que les digestats sont épandus (ou compostés puis épandus) pour un usage agricole. (→ Voir fiche méthode n°6)

3. SPECIFICITES DE LA METHODE

La méthode de substitution est simple dans son principe mais peut être délicate à mettre en œuvre.

Quatre points nécessitent une attention particulière :

- la prise en compte de la quantité d'énergie réellement valorisée,
- la prise en compte de la composition du biogaz (en particulier sa teneur en méthane),
- la prise en compte de la durée d'émission du biogaz en centre de stockage,
- l'identification des procédés substitués qui vont dépendre du type d'étude et de l'approche attributionnelle ou conséquentielle de l'étude.

3.1. Prise en compte de la quantité d'énergie réellement valorisée

La méthode de substitution nécessite d'estimer la quantité d'énergie réellement valorisée que l'on peut substituer. Cette quantité d'énergie dépend de différents paramètres qu'il faut, dans la mesure du possible, tous prendre en compte :

- le pouvoir calorifique inférieur (PCI) du déchet / la le potentiel méthanogène du déchet,
- le rendement du procédé pour la production de chaleur et/ou d'électricité à partir de l'énergie de combustion du déchet / à partir de biogaz,
- la part de chaleur et/ou d'électricité réellement valorisée (utilisée).

En effet, la substitution d'impact ne se justifie que lorsque l'énergie produite est effectivement utilisée. Par exemple, dans le cas de l'incinération, il convient de distinguer le PCI du déchet, le rendement potentiel énergétique (part de l'énergie de combustion transformée en énergie thermique et/ou électrique) et le rendement net qui lui est basé sur l'énergie réellement valorisée (utilisée). Par exemple, le rendement potentiel des incinérateurs avec valorisation thermique seule est assez élevé, de l'ordre de 70 à 80 %. Cependant la demande est souvent fluctuante et parfois inférieure à l'offre, particulièrement en été lorsque la chaleur produite sert à alimenter des réseaux de chaleur collectifs. Les rendements nets annuels peuvent donc s'avérer bien inférieurs aux rendements potentiels.

Enfin, pour estimer la quantité d'énergie réellement valorisée, on peut se demander s'il faut prendre en compte ou non l'énergie produite qui est auto-consommée par les installations. Sur cette question, il n'y a pas de réponse tranchée et plusieurs approches sont possibles à partir du moment où elles sont cohérentes. D'un côté, on peut considérer que l'énergie auto-consommée est utilisée (et donc réellement valorisée) et qu'on peut donc la substituer à une production d'énergie par des sources conventionnelles. D'un autre côté, on peut également considérer que l'énergie auto-consommée est prise en compte à travers la baisse de consommation en entrée de l'installation et ne doit pas donner lieu à une substitution. Quelle que soit l'approche choisie, il est recommandé de faire preuve de transparence sur la méthode lors de l'évaluation des impacts.

Pour mettre en œuvre la méthode, des informations sur les PCI et les rendements sont disponibles dans l'étude RECORD n°07-1017/1A : Application de la méthode Bilan Carbone® aux activités de gestion des déchets, 2008.

3.2. Prise en compte de la composition du biogaz

Le biogaz est majoritairement composé de CO₂ et de CH₄ et les proportions de chacun de ces gaz varient selon les conditions d'opération et la composition des déchets.

La teneur en CH₄ du biogaz étudié est une information essentielle à connaître afin d'évaluer au mieux les impacts évités lors de la valorisation énergétique.

De plus, il est important de ne pas confondre la quantité de biogaz et la quantité de CH₄ produite et il faut veiller à bien utiliser soit le flux de biogaz associé au PCI du biogaz soit le flux de CH₄ associé au PCI du CH₄.

3.3. Prise en compte de la durée d'émission du biogaz en centre de stockage

Des déchets enfouis émettent du biogaz au fur et à mesure de leur décomposition et cela sur plusieurs dizaines d'années. Au cours du temps, les technologies de capture et de valorisation du biogaz, ainsi que les sources d'énergie auxquelles il se substitue, sont susceptibles d'évoluer.

La prise en compte des impacts évités devrait donc idéalement prendre en compte l'évolution temporelle de la décomposition des déchets dans les centres de stockage.

De telles approches peuvent être envisagées dans le cas d'études conséquentielles ou dédiées à la gestion des déchets. Elles sont toutefois délicates à mettre en œuvre et sont donc peu utilisées pour plusieurs raisons : difficulté à définir de façon précise la courbe temporelle de décomposition de la matière organique en centre de stockage, difficulté à définir un scénario prospectif sur l'évolution des technologies de captage et de valorisation, difficulté à définir un scénario prospectif sur l'offre énergétique.

C'est pourquoi, dans la plupart des études, les impacts évités sont calculés de façon simplifiée. Pour cela, on peut considérer que le biogaz émis au cours du temps est capté et valorisé dans des conditions identiques à la moyenne actuelle. Sinon, on peut prendre en compte une évolution du taux de captage du biogaz au cours du temps tout en considérant un mode de valorisation identique aux conditions actuelles.

3.4. Identification des procédés substitués

L'identification des procédés substitués doit tenir compte de deux paramètres qui s'avèrent au final intrinsèquement liés :

- le type d'étude ACV et l'approche attributionnelle ou conséquentielle de l'étude,
- la quantité d'énergie produite par le système analysé (c'est-à-dire la quantité de co-fonction non étudiée produite par le système considéré).

A. Prise en compte du type d'étude

Dans le cas d'études attributionnelles (études A ou C1 - études d'aide à la décision « à petite échelle » ou études descriptives prenant en compte les interactions), le procédé substitué doit être représentatif du procédé moyen sur le marché (hors procédé multifonctionnel étudié) permettant de fournir la co-fonction non étudiée. Dans le cas du traitement des déchets avec valorisation énergétique, cela revient à substituer le procédé moyen de production d'énergie représentatif du lieu et du moment où les déchets sont traités et où l'énergie est utilisée.

En ce qui concerne l'électricité, la question est délicate compte tenu de la variabilité horosaisonnaire de procédés de production (hydraulique, centrales à charbon...). Cependant, en général, on considère que la production d'électricité se substitue au mix électrique moyen annuel du pays où s'effectue la gestion des déchets.

En ce qui concerne la chaleur, la détermination des impacts évités doit se faire selon la démarche

suivante. Il faut dans la mesure du possible :

- identifier la source d'énergie substituée la plus appropriée au contexte local (réseau de chaleur local, présence d'un réseau de gaz...),
- ou à défaut substituer le mix thermique moyen annuel du pays où s'effectue la gestion des déchets (en tenant compte du taux d'utilisation des différentes sources énergétiques pour la production de chaleur).

Les mix électriques moyens annuels et les mix thermiques moyens annuels de différents pays sont notamment disponibles sur le site internet de l'International Energy Agency (IEA).

Dans le cas d'études conséquentielles (études B - études d'aide à la décision « à grande échelle »), le mix énergétique substitué doit être représentatif du mix énergétique prévu sur le long terme, compte tenu des conséquences attendues par rapport à la prise de décision de l'étude.

B. Prise en compte de la quantité d'énergie produite

Dans la pratique, la méthode de substitution revient à soustraire un inventaire d'un système analysé. Cette méthode peut donc conduire à des flux négatifs et même dans certains cas à un impact global négatif. Cela signifie que le système étudié présente un bénéfice environnemental compte tenu du fait que ses impacts sont plus que compensés par les co-fonctions ou co-produits qu'il génère par ailleurs.

Si l'on voulait extrapoler les résultats, on pourrait penser qu'une production infinie du système analysé entraînerait des bénéfices infinis sur l'environnement. Or, un tel raisonnement n'est pas viable.

En effet, si la co-fonction non étudiée augmente beaucoup, le marché va être modifié. Dès lors, la modélisation effectuée et notamment la fonction substituée ne sera plus représentative des impacts évités.

Dans le cas d'études attributionnelles (études A et C1), la méthode de substitution doit donc être utilisée si l'on considère que la production d'énergie peut être absorbée par le marché et va réellement se substituer au procédé moyen représentatif du marché. Si la production d'énergie est trop importante, alors cela signifie que le système de valorisation énergétique a des conséquences importantes sur son environnement. Dès lors, cela signifie qu'il s'agit en fait d'une étude conséquentielle (étude B) et que la production d'énergie se substitue à un mix énergétique à déterminer en fonction du contexte, ou même dans certains cas n'a pas de débouché.

4. CAS DE LA SUBSTITUTION PUIS ALLOCATION

Dans certains cas, le produit qui utilise la chaleur ou l'électricité issue de la valorisation énergétique d'un déchet est clairement identifié. On peut par exemple citer le cas des pneus qui sont incinérés dans des cimenteries et dont l'énergie dégagée lors de la combustion sert à la production du ciment.

Dans d'autres cas, on peut envisager qu'un produit valorisé sous forme d'énergie en fin de vie ait lui-même bénéficié d'une énergie valorisée au cours de son cycle de vie. On peut par exemple imaginer qu'une usine de bouteilles en PET soit partiellement alimentée en énergie par la combustion de déchets. Les bouteilles en PET auront donc bénéficié d'énergie valorisée lors de leur production et pourront elles-mêmes être valorisés sous forme d'énergie en fin de vie.

Dans ces cas de figure, on se trouve dans une problématique similaire à celle rencontrée dans le cas du recyclage et se pose alors la question de la répartition des bénéfices de la valorisation énergétique entre le produit amont (dont la combustion produit de l'énergie) et le produit aval (qui utilise l'énergie).

Comme dans le cas du recyclage, trois types d'allocation peuvent être envisagés :

- allocation de l'ensemble des bénéfices au produit qui est valorisé sous forme d'énergie en fin de vie (on se retrouve alors dans le cas de la substitution simple décrite ci-dessus),
- allocation 50/50 entre le produit qui est valorisé et le produit qui utilise l'énergie de cette valorisation,
- allocation de l'ensemble des bénéfices de la valorisation au produit qui utilise l'énergie de cette valorisation.

Cette méthode est identique à celle décrite pour le recyclage dans le cas de la substitution et allocation. (→ Voir fiche méthode n°4)

La méthode de calcul des impacts d'un produit suit les étapes suivantes :

- 1) Calcul du différentiel entre le système sans valorisation énergétique et le système avec valorisation énergétique
- 2) Répartition du différentiel entre le produit amont et le produit aval
- 3) Calcul des impacts d'un produit

Pour simplifier l'approche (et notamment la notation), on suppose que le système sans valorisation énergétique a une fin de vie de type stockage. De plus, on suppose que la valorisation se fait sous une seule forme (électricité ou chaleur) avec un seul rendement énergétique.

L'inventaire associé à la production et à la fin de vie du produit i est donné par la formule suivante :

$$I_i = I_{\text{Prod},i} + I_{\text{enf},i} + \alpha * (T_{\text{incin},i-1} * I_{\text{incin},i-1} - T_{\text{incin},i-1} * I_{\text{enf},i-1} - E_i * I_{E,i}) + \beta * (T_{\text{incin},i} * I_{\text{incin},i} - T_{\text{incin},i} * I_{\text{enf},i} - E_{i+1} * I_{E,i+1})$$

Avec les relations suivantes :

$$\alpha + \beta = 1$$

$$E_i = r_{i-1} * PCI_{i-1} * T_{\text{incin},i-1}$$

$$E_{i+1} = r_i * PCI_i * T_{\text{incin},i}$$

Et avec respectivement pour $i-1$, i ou $i+1$:

α = coefficient d'allocation des bénéfices à la production

β = coefficient d'allocation des bénéfices à la fin de vie

$I_{\text{Prod},i}$ = Inventaire de production du produit i lorsqu'il n'y a pas d'utilisation d'énergie valorisée

$I_{E,i}$ = Inventaire de production de l'énergie substituée dans le produit i

$I_{\text{enf},i}$ = Inventaire de stockage du produit i

$I_{\text{incin},i}$ = Inventaire d'incinération du produit i

$T_{\text{incin},i}$ = Taux d'incinération avec valorisation énergétique du produit i

E_i = Quantité d'énergie valorisée utilisée par le produit i

r_i = Rendement associé à la production d'énergie valorisée (part de l'énergie de combustion du produit i transformée en énergie valorisée pour le produit $i+1$)

PCI_i = Pouvoir calorifique inférieur du produit i

5. ETUDE DE CAS

On considère le cas de l'incinération avec valorisation énergétique d'emballages en polyvinylchloride (PVC).

Compte tenu du pouvoir calorifique inférieur du PVC (13 MJ/kg) et du rendement de l'installation de cogénération considérée (17% pour la production d'électricité et 36% pour la production de chaleur), l'incinération d'un kilogramme de PVC permet de produire :

- 2,3 MJ d'électricité,
- 4,7 MJ de chaleur.

On considère ensuite que la totalité de cette énergie est valorisée et peut se substituer à la production d'énergie par des sources conventionnelles.

Dans ce contexte, les impacts associés à la fin de vie d'un kilogramme d'emballage en PVC se calculent de la façon suivante :

$$I_{\text{fdv}} = I_{\text{incinération}} - 4,7 * I_{\text{Chaleur MJ}} - 2,3 * I_{\text{Electricité MJ}}$$

On analyse deux situations :

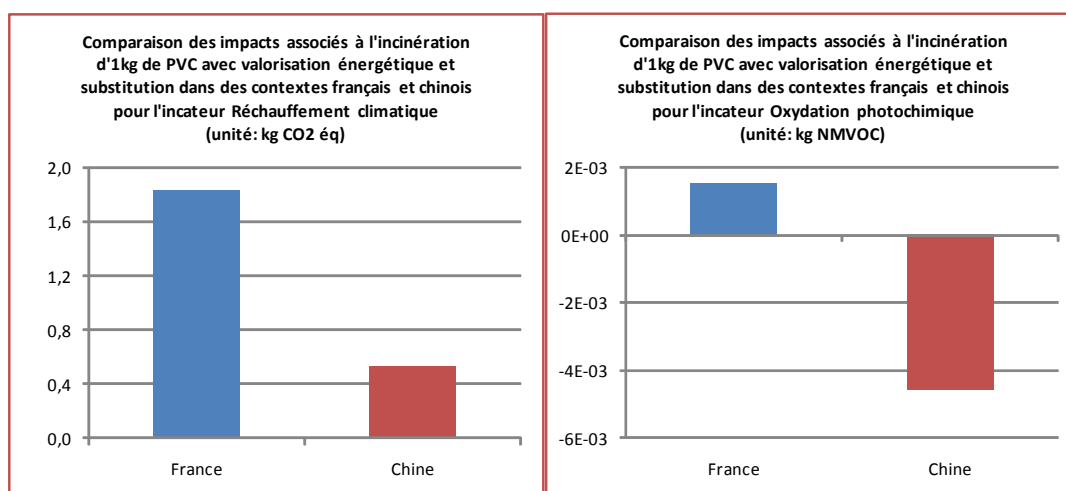
- l'une où l'incinération se déroule en France et l'énergie produite se substitue : pour l'électricité au mix de production électrique français et pour la chaleur à une production de chaleur au gaz,
- l'autre où l'incinération se déroule en Chine et l'énergie produite se substitue : pour l'électricité au mix de production électrique chinois et pour la chaleur à une production de chaleur au charbon.

Les impacts environnementaux de l'incinération d'un kilogramme d'emballage en PVC sont présentés ci-dessous pour deux indicateurs : le réchauffement climatique et l'oxydation photochimique. Ces deux indicateurs ont été choisis afin d'illustrer différents cas de figure en terme d'évolution d'impacts.

On constate que pour les deux indicateurs d'impact considérés, les impacts de l'incinération avec valorisation énergétique et substitution sont plus importants dans le contexte français que dans le contexte chinois.

Cela s'explique par le fait que les mix de production d'énergie (électricité et gaz) que l'on considère comme étant substitués par l'énergie produite lors de la valorisation sont plus impactants en Chine qu'en France, d'où des « bénéfiques » plus importants dans le cas d'une substitution dans un contexte chinois que dans un contexte français.

Le second graphique présentant les impacts pour l'indicateur d'oxydation photochimique permet également d'illustrer que la méthode de substitution peut conduire à des impacts globaux négatifs, car les impacts de l'incinération sont plus que compensés par les mix énergétiques substitués dans le scénario chinois. Dans un tel contexte, les résultats doivent être clairement expliqués car la notion de flux ou d'impact négatif n'est pas intuitive. Il est également important de ne pas extrapoler les résultats en se rappelant que ces résultats découlent de l'hypothèse qu'on considère que l'énergie valorisée se substitue à la production du mix énergétique moyen, ce qui ne serait plus valable si la quantité d'énergie valorisée était très importante.



6. DOCUMENTS DE REFERENCE

- **BP X 30-323**, Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation, (chapitre A.5.5., p.17-20) (document en cours d'évolution)
- **Guide de lecture de l'annexe méthodologique du BP X 30-323**, (p. 13)
- **Etude RECORD n°07-1017/1A** : Application de la méthode Bilan Carbone® aux activités de gestion des déchets, 2008
- **ILCD Handbook**, General guide for Life cycle assessment – Detailed guidance, 2010 (chapitre 14 p.343-365)

FICHE METHODE N°8 : MULTIFONCTIONNALITE, SUBSTITUTION ET ALLOCATION, APPROCHE MULTI-FILIERES

STOCKAGE, INCINERATION, RECYCLAGE

1. INTRODUCTION

La fin de vie d'un produit s'effectue souvent dans différents filières et notamment dans les 3 filières les plus courantes en France qui sont :

- le stockage,
- l'incinération,
- le recyclage.

La présente fiche a pour objet de présenter la méthode à appliquer lorsque l'on souhaite prendre en compte une répartition de la fin de vie dans ces 3 filières avec la méthode de substitution (ou de substitution et allocation). Elle reprend ainsi l'approche générale préconisée dans le BP X 30-323 pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation.

La méthode de substitution est une approche conséquentielle permettant de résoudre la problématique de multifonctionnalité. Elle est utilisée dans des études ACV de type attributionnelle avec interactions ou conséquentielle afin de traduire les conséquences existantes ou potentielles de la valorisation sous forme matière ou énergie.

Dans le cadre de cette fiche, on se place dans un cas de base où on considère les filières suivantes :

- le stockage sans valorisation du biogaz,
- l'incinération avec valorisation énergétique,
- le recyclage en boucles fermées ou ouvertes avec mêmes voies principales.

Toutefois, pour d'autres situations, on peut appliquer la logique présentée ci-dessous en ajustant les formules de calcul à l'aide des fiches méthodes correspondantes (→ **Voir fiches méthode n°4 et 7**).

2. METHODOLOGIE GENERALE

2.1. Principe

A. Stockage

Pour la part de déchet envoyée en stockage sans valorisation du biogaz, l'inventaire de fin de vie est présenté ci-dessous. Il s'agit d'un procédé monofonctionnel et il n'y a donc pas d'impacts évités.

$$I_{fdv} = I_{\text{Stockage}}$$

Avec :

I_{Stockage} = Inventaire du procédé de stockage

Dans le cas où le déchet serait envoyé en stockage avec valorisation du biogaz, alors il faudrait prendre en compte les impacts évités par cette valorisation en complétant la formule ci-dessus comme indiqué dans la fiche méthode correspondante (→ **Voir fiches méthode n°7**).

A. Incinération

Pour la part de déchet envoyée en incinération avec valorisation énergétique, l'inventaire de fin de vie est celui de l'incinération auquel on soustrait l'inventaire de production d'énergie pour des sources conventionnelles. On se place ici dans le cas d'une substitution simple où la totalité des bénéfices associés à la valorisation énergétique sont allouées au produit qui est incinéré.

$$I_{fdv} = I_{Incinération} - PCI * (r_{Chaleur} * I_{Chaleur} - r_{Electricité} * I_{Electricité})$$

Avec :

$I_{Incinération}$ = Inventaire du procédé d'incinération

PCI = Pouvoir calorifique inférieur du déchet

$I_{Chaleur}$ = Inventaire de la production de chaleur substituée

$I_{Electricité}$ = Inventaire de la production d'électricité substituée

$r_{Chaleur}$ = Rendement associé à la production de chaleur (part de l'énergie de combustion transformée en énergie thermique valorisée)

$r_{Electricité}$ = Rendement associé à la production d'électricité (part de l'énergie de combustion transformée en énergie électrique valorisée)

Dans le cas où le déchet serait envoyé en incinération sans valorisation énergétique, alors il faudrait supprimer le second terme de la formule ci-dessus.

A. Recyclage

Pour la part de déchet envoyée en recyclage en boucle fermée ou ouverte avec même voie principale, l'inventaire dépend de l'approche choisie. Les impacts évités par le recyclage peuvent être alloués :

- au produit qui est recyclé en fin de vie ($\alpha=0$ et $\beta=1$),
- au produit qui incorpore de la matière recyclée ($\alpha=1$ et $\beta=0$),
- de façon équitable entre le produit qui est recyclé en fin de vie et le produit qui incorpore de la matière recyclée ($\alpha=\beta=0,5$).

L'inventaire associé à la production et à la fin de vie du produit se calcule de la façon suivante :

$$I = I_{PV} + I_{fdvsr} + \alpha * C_R (I_{PR} - I_{PV} - I_{fdvsr}) + \beta * T_R (I_{PR} - I_{PV} - I_{fdvsr})$$

Avec :

I_{PV} = Inventaire de production de la matière vierge

I_{PR} = Inventaire de production de la matière recyclée (=inventaire de collecte, tri, transport et transformation de la matière récupérée en matière première secondaire utilisable)

I_{fdvsr} = Inventaire de fin de vie dans un système sans recyclage (stockage et incinération)

C_R = Contenu en recyclé

T_R = Taux de recyclage

α = coefficient d'allocation des bénéfices à la production

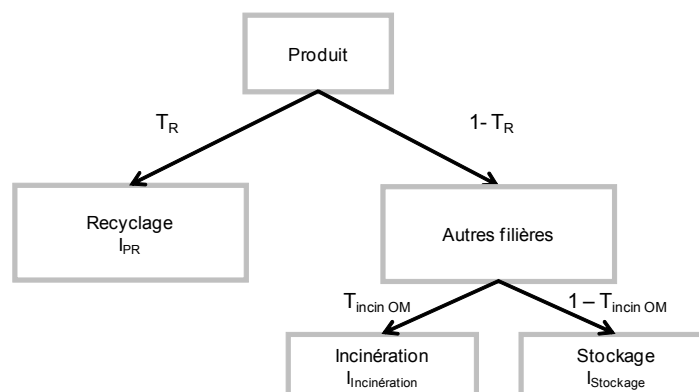
β = coefficient d'allocation des bénéfices à la fin de vie

$\alpha + \beta = 1$

Dans le cas où le déchet serait envoyé en recyclage en boucle ouverte avec voies principales différentes, alors il faudrait modifier la formule ci-dessus comme indiqué dans la fiche méthode correspondante (→ Voir fiches méthode n°4).

2.2. Schéma de principe

Le schéma ci-dessous présente la fin de vie du produit étudié dans les 3 filières considérées.



Avec :

T_R = Taux national de recyclage pour le type de produit considéré

$T_{\text{incin OM}}$ = Taux national d'incinération des ordures ménagères

Il faut noter qu'avec ces conventions, le taux d'incinération du produit étudié est $(1-T_R) * T_{\text{incin OM}}$ et le taux de stockage du produit étudié est $(1-T_R) * (1-T_{\text{incin OM}})$.

2.3. Calcul de l'inventaire

La formule suivante permet de calculer l'inventaire associé à la production et à la fin de vie du produit en tenant compte de la répartition dans les différentes filières de fin de vie considérées :

$$I = (1 - \alpha C_R - \beta T_R) * I_{PV} + (\alpha C_R + \beta T_R) * I_{PR} \\ + T_{\text{incin OM}} * (1 - \alpha C_R - \beta T_R) * [I_{\text{Incinération}} - PCI * (r_{\text{Chaleur}} * I_{\text{Chaleur}} - r_{\text{Electricité}} * I_{\text{Electricité}})] \\ + (1 - T_{\text{incin OM}}) * (1 - \alpha C_R - \beta T_R) * I_{\text{Stockage}}$$

3. TYPES D'ALLOCATION POUR LE RECYCLAGE

On rappelle qu'on se place dans le cas de recyclage en boucles fermées ou ouvertes avec même voie principale, ce qui correspond aux cas les plus courants de recyclage.

Si on alloue les bénéfices du recyclage au produit qui est recyclé en fin de vie, on a $\alpha=0$ et $\beta=1$ et la formule de calcul de l'inventaire du produit est la suivante :

$$I = (1 - T_R) * I_{PV} + T_R * I_{PR} \\ + T_{\text{incin OM}} * (1 - T_R) * [I_{\text{Incinération}} - PCI * (r_{\text{Chaleur}} * I_{\text{Chaleur}} - r_{\text{Electricité}} * I_{\text{Electricité}})] \\ + (1 - T_{\text{incin OM}}) * (1 - T_R) * I_{\text{Stockage}}$$

Si on alloue les bénéfices du recyclage au produit qui incorpore de la matière recyclée, on a $\alpha=1$ et $\beta=0$ et la formule de calcul de l'inventaire du produit est la suivante :

$$I = (1 - C_R) * I_{PV} + C_R * I_{PR} \\ + T_{\text{incin OM}} * (1 - C_R) * [I_{\text{Incinération}} - PCI * (r_{\text{Chaleur}} * I_{\text{Chaleur}} - r_{\text{Electricité}} * I_{\text{Electricité}})] \\ + (1 - T_{\text{incin OM}}) * (1 - C_R) * I_{\text{Stockage}}$$

Si on alloue les bénéfices du recyclage de façon équitable entre le produit qui est recyclé en fin de vie et le produit qui incorpore de la matière recyclée, on a $\alpha=\beta=0,5$ et la formule de calcul de l'inventaire du produit est la suivante :

$$I = (1 - \frac{C_R + T_R}{2}) * I_{PV} + (\frac{C_R + T_R}{2}) * I_{PR} \\ + T_{\text{incin OM}} * (1 - \frac{C_R + T_R}{2}) * [I_{\text{Incinération}} - PCI * (r_{\text{Chaleur}} * I_{\text{Chaleur}} - r_{\text{Electricité}} * I_{\text{Electricité}})] \\ + (1 - T_{\text{incin OM}}) * (1 - \frac{C_R + T_R}{2}) * I_{\text{Stockage}}$$

4. DOCUMENTS DE REFERENCE

- **BP X 30-323**, Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation, (chapitre A.5.5., p.17-20) (document en cours d'évolution)

FICHE METHODE N°9 : CYCLE DU CARBONE ET COMPTABILISATION DES EMISSIONS DE GAZ A EFFET DE SERRE

INCINÉRATION, STOCKAGE, COMPOSTAGE, MÉTHANISATION

1. INTRODUCTION

Le cycle du carbone est un cycle biogéochimique complexe et résulte des divers échanges entre l'hydrosphère (océans), la lithosphère (roches), la biosphère (matière vivante) et l'atmosphère.

Au cours du traitement des déchets, le carbone contenu dans les déchets peut être transformé en dioxyde de carbone (CO₂), en méthane (CH₄) ou peut être séquestré.

Selon qu'il s'agit de carbone d'origine biomasse ou d'origine fossile, la comptabilisation des flux associés au traitement des déchets doit être adaptée pour évaluer au mieux son effet sur le changement climatique.

L'approche générale couramment employée ces dernières années consiste à ne pas prendre en compte les flux de CO₂ d'origine biomasse en considérant qu'ils appartiennent au cycle court du carbone et n'ont pas « d'effet notable » en termes de changement climatique. C'est l'approche présentée ci-dessous dans les parties 2 et 3 de la fiche.

Cependant, cette approche présente certaines limites et des évolutions méthodologiques sont en cours. La partie 4 de cette fiche présente l'approche générale lorsque les flux de CO₂ d'origine biomasse sont pris en compte. La partie 5 quant à elle présente les développements méthodologiques actuels visant à intégrer le stockage temporaire du carbone.

2. METHODOLOGIE GENERALE SANS PRISE EN COMPTE DU CO₂ D'ORIGINE BIOMASSE

2.1. Carbone biogénique

Dans le cas des produits issus de la biomasse (déchets organiques, papiers-cartons...), le carbone provient initialement du CO₂ de l'atmosphère et a été assimilé lors de la croissance des végétaux via la photosynthèse. Pour ces produits, la démarche est la suivante.

D'abord, l'absorption de CO₂ lors de la croissance des végétaux n'est pas considérée au niveau de l'étape de fabrication du produit.

Ensuite, à l'étape de fin de vie, si le carbone est réémis sous forme de CO₂ alors son effet peut être considéré comme nul car les émissions ont été compensées par une assimilation préalable équivalente. Ces émissions de CO₂ sont dites « à court terme » ou « biogéniques ».

En revanche, si le carbone est réémis sous forme de CH₄, les émissions doivent être comptabilisées car le pouvoir de réchauffement global du CH₄ est plus important que celui du CO₂ et car ce pouvoir de réchauffement global additionnel est attribuable à des activités humaines.

Enfin, lorsque le carbone est séquestré au cours du traitement des déchets, il est possible d'allouer un crédit d'émission en considérant que le carbone séquestré sort du cycle court du carbone.

2.2. Carbone fossile

Dans le cas des produits issus de la pétrochimie (plastiques, tissus synthétiques, pneus...), le carbone provient de réserves fossiles formées à des échelles de temps géologiques. Si, lors du traitement des déchets, le carbone des réserves fossiles est réémis dans l'atmosphère (sous forme de CO₂ en général) alors il perturbe le cycle du carbone. Il doit dans ce cas être comptabilisé car il contribue à l'effet de serre en déséquilibrant les différents réservoirs carbone de la planète.

2.3. Bilan

En résumé, le GIEC^d préconise de ne comptabiliser que les émissions de CO₂ fossile dans les inventaires de gaz à effet de serre, considérant que les émissions de CO₂ biogéniques ne perturbent pas le cycle naturel du carbone en équilibre quasi-stationnaire. En revanche, si le carbone issu de la biomasse est émis sous forme de méthane ou est séquestré en raison des activités humaines, il convient de comptabiliser ces flux qui déséquilibrent le bilan.

D'une manière générale, on peut toutefois noter que les incertitudes liées aux estimations de carbone séquestré sont assez élevées et on préconise souvent de présenter ces flux de manière isolée.

3. SPECIFICITES DES FILIERES SELON LA METHODOLOGIE GENERALE SANS PRISE EN COMPTE DU CO₂ D'ORIGINE BIOMASSE

Dans le cadre de la méthode de comptabilisation des gaz à effet de serre sans prise en compte du CO₂ d'origine biomasse, chaque filière de traitement des déchets présente ses propres spécificités.

Dans tous les cas, lors de l'ACV d'un produit avec cette méthode, l'absorption éventuelle de CO₂ associée à la production d'un matériau d'origine biomasse n'est pas considérée.

Ensuite, pour la fin de vie, les spécificités par filières sont présentées ci-dessous^e.

3.1. Incinération

Le CO₂ est le produit final majoritaire de la combustion des composés carbonés en incinérateur. La principale difficulté pour évaluer les émissions de gaz à effet de serre est de distinguer la source du carbone du CO₂. En effet, le carbone d'origine biomasse qui s'oxyde en CO₂ n'est pas comptabilisé comme gaz à effet de serre, seul le CO₂ issu des fractions fossiles est considéré.

Pour évaluer les émissions directes de CO₂ fossile liées aux déchets lors de l'incinération, la formule suivante est utilisée :

$$F_{CO2f} = Q_c * T_{cf} * T_{Ox} * 44/12$$

Avec

F_{CO2f} : Flux de CO₂ fossile (par unité de masse de déchet)

Q_c : Part de carbone dans le déchet incinéré (%massique)

T_{cf} : Taux de carbone fossile (% du carbone total)

T_{Ox} : Taux d'oxydation (% - efficacité de combustion lors de l'incinération)

44/12 : rapport des masses molaires entre le CO₂ et le carbone

Par ailleurs, il faut également tenir compte des flux de CO₂ évités et plus généralement des impacts globaux évités quand on considère le cas d'une incinération avec valorisation énergétique.

3.2. Stockage

Lors du stockage de déchets issus du végétal, une part du carbone d'origine biomasse présent dans les déchets se décompose et produit du biogaz composé majoritairement de CH₄ et de CO₂. Les proportions de chacun de ces gaz varient fortement selon les conditions d'opération, la composition des déchets et le temps de stockage. La part de biogaz non captée (fuites) est émise dans l'environnement et la part de biogaz captée est brûlée (combustion du CH₄ en CO₂) avec ou sans

^d IPCC (2006): Guidelines for National Greenhouse Gases Inventories, Volume 5, Chapter 1

^e Des informations plus détaillées et notamment des données nécessaires pour la réalisation des calculs sont disponibles dans l'étude RECORD n°07-1017/1A – Application de la méthode Bilan Carbone® aux activités de gestion des déchets.

valorisation énergétique selon les sites de stockage. En ce qui concerne la part de carbone d'origine biomasse qui ne se décompose pas, elle sort du cycle court du carbone et est considérée comme séquestrée.

Pour la comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre, la démarche est la suivante :

- les émissions de CO₂ (issues du biogaz non capté ou de la combustion du biogaz capté) ne sont pas comptabilisées car elles sont d'origine biomasse,
- les émissions de CH₄ (issues du biogaz non capté) sont considérées,
- un crédit carbone est alloué pour le carbone séquestré.

Pour évaluer les émissions de CH₄ et le carbone séquestré, différentes approches basées sur des modèles cinétiques existent. Cependant, compte tenu de la complexité du profil d'émission du biogaz, la pratique la plus courante consiste à se placer dans une perspective suffisamment longue pour pouvoir considérer que le système est à l'équilibre. Dans ce contexte, le carbone séquestré est calculée par différence entre le carbone émis et le carbone organique biodégradable initialement présent dans le déchet. L'estimation du carbone séquestré est donc fortement liée aux choix méthodologiques de comptabilisation des émissions.

Pour un système à l'équilibre, la méthode repose sur un bilan matière et la production de CH₄ peut être estimée de la manière suivante :

$$F_{\text{CH}_4 \text{ produit}} = Q_{\text{COBi}} * T_m * 16/12$$

Avec :

$F_{\text{CH}_4 \text{ produit}}$: Flux de CH₄ produit et présent dans le biogaz capté et non capté (par unité de masse de déchet)

Q_{COBi} : Part de carbone organique biodégradable initial dans le déchet enfoui (% massique)

T_m : Taux de méthanisation (% du carbone organique biodégradable initial décomposé en CH₄)

16/12 : rapport des masses molaires entre le CH₄ et le CO₂

Ensuite les émissions de CH₄ dans l'environnement (c'est-à-dire non captées) sont estimées en prenant en compte le taux de captage de l'installation de stockage. Ce paramètre est particulièrement important et peut varier fortement en fonction des sites. La formule à appliquer est la suivante.

$$F_{\text{CH}_4 \text{ émis}} = F_{\text{CH}_4 \text{ produit}} * (1 - T_{\text{captage biogaz}})$$

Avec :

$F_{\text{CH}_4 \text{ émis}}$: Flux de CH₄ émis dans l'environnement (par unité de masse de déchet)

$F_{\text{CH}_4 \text{ produit}}$: Flux de CH₄ produit et présent dans le biogaz capté et non capté (par unité de masse de déchet)

$T_{\text{captage biogaz}}$: Taux de captage du biogaz du site de stockage

Le carbone séquestré est estimé de la manière suivante :

$$Q_{\text{Cséquestré}} = Q_{\text{COBi}} * (1 - T_m / P_{\text{VCH}_4})$$
$$\text{Crédit}_{\text{CO}_2} = - Q_{\text{COBi}} * (1 - T_m / P_{\text{VCH}_4}) * 44/12$$

Avec :

$Q_{\text{Cséquestré}}$: Part de carbone séquestré (par unité de masse de déchet)

Q_{COBi} : Part de carbone organique biodégradable initial dans le déchet enfoui (% massique)

T_m : Taux de méthanisation (% du carbone organique biodégradable initial décomposé en CH₄)

P_{VCH_4} : Part volumique de méthane dans le biogaz (% volumique)

$\text{Crédit}_{\text{CO}_2}$ = Flux de CO₂ négatif à comptabiliser pour tenir compte du carbone séquestré lors de la fin de vie

44/12 : rapport des masses molaires entre le CO₂ et le carbone

Par ailleurs, il faut également tenir compte des flux de CO₂ et de CH₄ évités et plus généralement des impacts globaux évités quand on considère un stockage avec valorisation énergétique du biogaz.

3.3. Compostage

Lorsque les conditions aérobies sont correctement contrôlées, le compostage des déchets organiques donne lieu à des émissions de CO₂ alors que les émissions de CH₄ sont quasi négligeables. Après épandage du compost, la part de carbone qui ne se décompose pas sort du cycle court du carbone et est considérée comme séquestrée.

Pour la comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre, la démarche est la suivante :

- les émissions de CO₂ ne sont pas comptabilisées car elles sont d'origine biomasse,
- un crédit carbone est alloué pour le carbone séquestré.

Par ailleurs, il faut également tenir compte des flux de CO₂ évités et plus généralement des impacts globaux évités quand on considère que le compost se substitue à des engrais de synthèse.

3.4. Méthanisation

La dégradation anaérobie des déchets donne lieu à l'émission de biogaz (composé majoritairement de CO₂ et de CH₄) qui est capté pour ensuite être valorisé sous forme d'énergie. Dans les installations récentes, les émissions directes de gaz à effet de serre (fuites) sont quasi négligeables. Le digestat (résidu de la méthanisation) peut ensuite être composté. Après épandage du compost, la part de carbone qui ne se décompose pas sort du cycle court du carbone et est considérée comme séquestrée.

Pour la comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre, un crédit carbone est alloué pour le carbone séquestré. Par ailleurs, il faut également tenir compte des flux de CO₂ évités et plus généralement des impacts globaux évités quand on considère que le biogaz se substitue à d'autres sources d'énergie et que le compost se substitue à des engrais de synthèse.

4. METHODOLOGIE GENERALE AVEC PRISE EN COMPTE DU CO₂ D'ORIGINE BIOMASSE

Contrairement à l'approche générale présentée précédemment, l'ILCD recommande de comptabiliser l'ensemble des flux et notamment les flux de CO₂ d'origine biomasse.

Pour cela, l'absorption de CO₂ associée à la croissance de la biomasse doit être comptabilisée comme une consommation de ressource issue de l'air. Les émissions de CO₂ d'origine biomasse et fossile doivent être comptabilisées comme des émissions dans l'air en distinguant bien les flux.

Ensuite, lors de l'évaluation de l'indicateur réchauffement climatique, les consommations de CO₂ (d'origine biomasse) se voient affectées d'un potentiel de réchauffement global de -1 et les émissions (d'origine biomasse et fossile) d'un potentiel de réchauffement global de 1.

Cette méthode permet de présenter un inventaire exhaustif. De plus, d'un point de vue théorique, on peut considérer qu'il s'agit d'une méthode plus fine que la précédente puisqu'elle permet de prendre en compte la différence de potentiel de réchauffement global des gaz lorsque du CO₂ initialement prélevé de l'atmosphère est réémis sous forme de CH₄. Enfin, cette méthode permet aussi d'aller vers des approches plus complexes visant à prendre en compte le stockage temporaire du carbone lorsque cela s'avère pertinent pour répondre aux objectifs de l'étude.

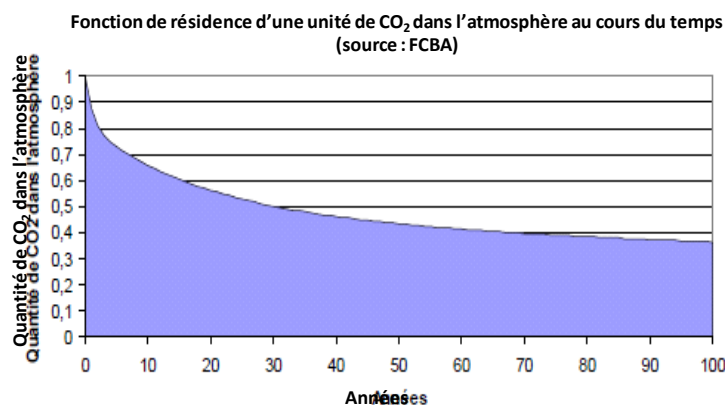
5. DEVELOPPEMENTS EN COURS INTEGRANT LE STOCKAGE TEMPORAIRE DE CARBONE

D'une manière générale, la méthode ACV consiste à sommer l'ensemble des flux générés sur la totalité du cycle de vie d'un produit (et même après la fin de vie dans le cas du stockage) comme s'ils étaient générés simultanément à un instant donné. Ceci est inhérent à la méthode ACV qui est basée sur une comptabilisation des flux.

Ensuite, lors de l'évaluation des impacts, l'échelle de temps considérée pour la plupart des indicateurs est de façon implicite infinie. Cependant, ce n'est pas le cas pour l'indicateur de réchauffement climatique pour lequel on a l'habitude de considérer un horizon temporel fini (limité). Cet horizon temporel est en général de 100 ans mais on peut aussi par exemple se placer sur une échelle de 25 ans ou 500 ans.

Le pouvoir de réchauffement global lié à l'émission d'un gaz à effet de serre dans l'atmosphère est égal à l'intégrale de 0 à l'horizon de temps considéré de la fonction de résidence de ce gaz dans l'atmosphère, multiplié par son efficacité radiative (que l'on suppose constante).

La figure ci-dessous montre qu'une unité de CO₂ émise dans l'atmosphère tend à être captée au cours du temps par les océans et la biosphère par effet d'équilibrage. L'effet global sur 100 ans de cette émission de CO₂ est proportionnel à l'intégrale de la courbe entre 0 et 100, c'est-à-dire proportionnelle à l'aire violette.



Ainsi, compte tenu de l'horizon temporel fini de l'indicateur de réchauffement climatique, on fait face à une limite de la méthode ACV. En effet, dans le cas d'une analyse sur 100 ans, attribuer un même impact (un même pouvoir de réchauffement global) aux émissions qui interviennent aujourd'hui ou qui interviennent par exemple dans 80 ans peut être considéré comme incorrect. En faisant cela, cela revient en fait à prendre en compte l'effet de cette émission décalée dans le temps entre 80 et 180 ans à partir de l'année initiale considérée dans l'étude et non pas entre 0 et 100 ans.

Ainsi, si on prend l'exemple d'un meuble en bois, la méthode ACV classique considère que l'absorption de CO₂ lors de la croissance du bois est compensée par la même émission qui interviendra par exemple 80 ans plus tard si on incinère le meuble. Cette approche ne permet donc pas de tenir compte du stockage temporaire du carbone et du fait que le meuble contribue à atténuer le changement climatique au cours de sa durée de vie.

Pour dépasser cette limite et prendre en compte le stockage temporaire du carbone, des développements méthodologiques sont en cours.

5.1. Principe

Les développements méthodologiques en cours pour intégrer le stockage temporaire du carbone sont basés sur la notion d'équivalence entre une unité de carbone stockée durant un temps donné et une unité de carbone non émise.

Le stockage entraîne donc un bénéfice qu'on peut soustraire de l'indicateur de réchauffement climatique d'un produit. Ce bénéfice peut être estimé par la relation suivante :

$$\text{Bénéfice} = \text{Coefficient d'équivalence} * \text{Mc} * \text{DV}$$

Avec :

Bénéfice : Bénéfice en termes d'équivalent carbone non émis que l'on peut soustraire de l'empreinte carbone du produit

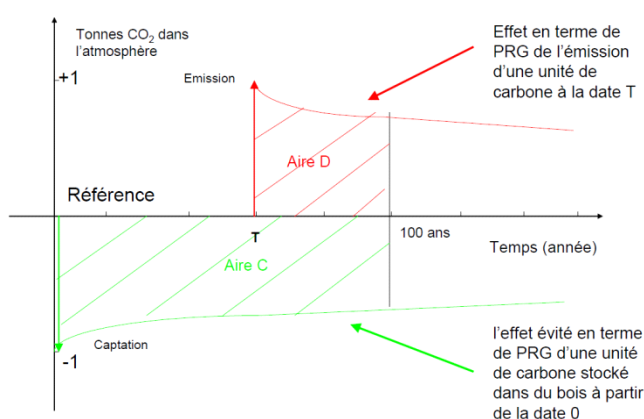
Mc : masse de carbone contenue dans le produit

DV : durée de vie du produit (ou décalage dans le temps des émissions)

En ce qui concerne le coefficient d'équivalence, différentes approches sont possibles pour le déterminer :

- Le coefficient d'équivalence peut par exemple être estimé à partir de théories économiques basées sur le prix de la tonne de carbone commercialisée sur le marché et actualisée dans le temps. Cette approche donne un coefficient de l'ordre de 1/26 pour un horizon temporel de 100 ans.
- Le coefficient d'équivalence peut également être basé sur le décalage dans le temps entre le prélèvement de CO₂ et sa réémission. Cette approche dite de Lashof est illustrée ci-dessous. La courbe verte correspond à une unité de CO₂ absorbée à la date 0. La courbe rouge correspond à une unité de CO₂ émise à la date T. Le bénéfice lié au stockage est proportionnel à l'intégral de la somme des courbes entre 0 et c, c'est-à-dire à la différence entre l'aire D et C. Cette approche donne un coefficient de l'ordre de 1/100 pour un horizon temporel de 100 ans.

Approche de Lashof (source : FCBA)



5.2. Bilan

Les méthodes intégrant le stockage temporaire du carbone apportent un progrès méthodologique puisqu'elles permettent de prendre en compte l'effet d'atténuation que ce stockage entraîne en termes de réchauffement climatique sur une échelle de temps donnée.

Toutefois, il ne faut pas perdre de vue le fait que les émissions de gaz à effet de serre décalées dans le temps vont avoir un effet sur le réchauffement climatique aussi important que les émissions actuelles mais que cet effet n'interviendra qu'à partir de la date d'émission.

C'est pourquoi, d'une manière générale, l'ILCD recommande aujourd'hui de n'appliquer les méthodes de prise en compte du stockage temporaire que si cela est requis pour répondre aux besoins de l'étude. Ainsi, dans la plupart des cas, les méthodes citées précédemment dans les parties 2 à 4 sont à privilégier en attendant qu'un consensus soit trouvé sur le sujet.

6. DOCUMENTS DE REFERENCE

- **ILCD Handbook**, General guide for Life cycle assessment – Detailed guidance, 2010 (chapitre 7.4.3.7.3. p.226-232)
- **Note sur la prise en compte du stockage de carbone dans les produits dérivés du bois**, FCBA, 2010
- **Accounting for time mitigating global warming through land-use change and forestry**, D. Lashof, P. Moura-Costa, Fearnside, 2000

FICHE METHODE N°10 : ECHELLE DE TEMPS DES EMISSIONS

STOCKAGE

1. INTRODUCTION

Le stockage des déchets génère des émissions dans la durée. On distingue en particulier deux types d'émissions :

- les émissions de biogaz : le biogaz est produit de façon exponentielle durant les premières années qui suivent le stockage du déchet, puis sa production chute au bout d'une quinzaine d'années pour finalement s'arrêter au bout de quelques dizaines d'années^f.
- les émissions de lixiviats : les lixiviats proviennent de la percolation de l'eau au travers des matériaux enfouis. Ils sont collectés et traités dans une station d'épuration durant la période d'activité du centre de stockage et quelques années après sa fermeture. Cependant, la lixiviation a lieu en continu et peut se poursuivre sur des dizaines de milliers d'années^g.

Ces émissions avec des échelles de temps différentes posent plusieurs questions :

- D'une part, il faut savoir s'il convient ou non de prendre en compte les émissions à long terme dans les inventaires et si oui de quelle manière les quantifier. Cette problématique est celle des développeurs de base de données.
- D'autre part, il faut savoir comment évaluer les impacts liés aux émissions à long terme. Cette problématique est celle des développeurs de méthode d'évaluation d'impacts.

2. METHODOLOGIE

2.1. Inventaire des émissions à long terme

Concernant les émissions à long terme liées au stockage des déchets, deux options peuvent être distinguées :

- Dans une première approche, on estime que le pic d'émission intervient au cours des premières années du stockage des déchets et que les émissions à long terme sont faibles et peuvent être négligées. Dans ce cas, seules les émissions à court terme sont prises en compte. C'est notamment l'option choisie dans le logiciel Wisard et dans la plupart des inventaires de la base de données ELCD qui considèrent uniquement les émissions intervenant sur une période de 100 ans.
- Dans une seconde approche, on estime que même si les émissions à long terme sont faibles à un instant t, il est important de les prendre en compte du fait qu'elles sont générées sur plusieurs milliers d'années et qu'elles peuvent concerner des substances particulièrement toxiques (métaux lourds). Dans ce cas, les émissions à court terme et long terme sont prises en compte. C'est notamment l'option choisie dans la base de données ecoinvent qui différencie les flux à court terme (entre 0 et 100 ans) et les flux à long terme (entre 100 et 60 000 ans) dans ses inventaires.

D'une manière générale, l'ILCD recommande de prendre en compte l'ensemble des émissions en comptabilisant les flux dans deux catégories différentes :

- les émissions à court terme (CT) émises sur une période de 0 à 100 ans,
- les émissions à long terme (LT) émises après 100 ans.

En effet, alors que les émissions à court terme peuvent être mesurées, les émissions à long terme

^f Stockage des déchets et santé publique, Institut de veille sanitaire, 2005

^g Assessing Long-term Effects of Municipal Solid Waste, G. Doka, 2005

doivent être calculées à partir de modèles de prévision. Elles ont par conséquent des sources d'incertitude et des niveaux d'incertitude très différents. Une quantification des flux en deux catégories permet alors une analyse et une interprétation séparées. La séparation des flux donne également la possibilité d'exclure les émissions à long terme si cela est nécessaire pour les besoins de l'étude.

2.2. Evaluation des impacts liés aux émissions à long terme

Trois approches sont possibles pour l'évaluation des impacts liés aux émissions à long terme :

- On considère que les impacts futurs (émissions LT) sont équivalents aux impacts actuels (émissions CT) :
 - Cette approche est basée sur le principe même de l'ACV qui fait la somme des émissions dans le temps et dans l'espace.
 - Cette approche est équitable pour les générations futures (principe du pollueur-payeur).
 - Cette approche n'entraîne pas de transfert de pollution dans le temps.
- On attribue aux impacts futurs (émissions LT) un poids inférieur aux impacts actuels (émissions CT) :
 - Cette approche permet de donner moins d'importance aux émissions à long terme pour lesquelles il y a souvent une plus grande incertitude.
 - Cette approche traduit le principe qu'il vaut mieux retarder les impacts le plus possible.
 - Cette approche est basée sur l'hypothèse que les impacts futurs pourront être mieux traités grâce aux avancées technologiques et à des moyens financiers plus importants (croissance économique).
- On attribue aux impacts futurs (émissions LT) un poids supérieur aux impacts actuels (émissions CT) :
 - Cette approche traduit le fait que l'augmentation de la densité de la population entraîne une augmentation de l'exposition potentielle aux émissions.
 - Cette approche traduit le fait que des émissions à long terme dans un environnement futur endommagé (pollution, changement climatique...) pourraient avoir un impact plus important que dans le milieu actuel.
 - Cette approche est basée sur le principe qu'il est préférable d'envisager des émissions aujourd'hui, dans des conditions prévisibles et contrôlables que dans des conditions futures incertaines.
 - Cette approche prend en compte l'hypothèse que les coûts économiques de la réparation pourraient être plus élevés en agissant à posteriori.

D'une manière générale il appartient au praticien ACV de définir l'approche la plus pertinente en fonction du contexte et des objectifs de l'étude. On peut toutefois indiquer que dans la plupart des cas, on attribue un poids équivalent aux impacts futurs et aux impacts actuels. C'est notamment cette option qui est recommandée par la base de données ecoinvent et qui revient à utiliser les mêmes facteurs de caractérisation pour les flux de type court terme et long terme.

Par ailleurs, quelle que soit l'approche retenue, l'ILCD recommande de calculer et d'analyser les impacts liés aux émissions à long terme et les impacts liés aux émissions à court terme de façon séparée. Cette logique de séparation repose sur plusieurs considérations :

- D'une part, les flux et les impacts à court terme et à long terme ont des sources et des niveaux d'incertitude fondamentalement différents. Il convient donc de traiter ces aspects de façon séparée lors de l'interprétation des résultats.
- D'autre part, les émissions à long terme peuvent dans certains cas (et notamment pour des indicateurs d'éco-toxicité) être la principale source d'impact. C'est une information intéressante en soi mais qui nécessite une interprétation spécifique. En effet, cela fait écho à une limite inhérente de la méthode ACV qui ne tient pas compte des effets de seuil. Ainsi, les impacts

d'une faible dose d'émission sur des milliers d'années sont évalués de la même manière qu'une forte dose à un instant t. La séparation des impacts est une solution permettant de mieux appréhender ce biais lors de l'interprétation des résultats.

Pour compléter ces éléments, on peut citer la méthode de calcul d'impact d'Hauschild. Dans cette méthode, deux nouvelles catégories d'impact basées spécifiquement sur les émissions à long terme sont créées : écotoxicité stockée et toxicité humaine stockée. Ces indicateurs s'ajoutent aux indicateurs relatifs aux émissions à court terme qui sont intitulés : écotoxicité non stockée et toxicité humaine non stockée. Pour ces indicateurs, les facteurs de caractérisation utilisés pour les émissions à court terme et long terme sont les mêmes. Ensuite, en fonction des résultats obtenus pour les indicateurs de toxicité stockée par rapport aux indicateurs de toxicité non stockée, le praticien ACV décide si les émissions à long terme doivent être intégrées ou non à l'interprétation des résultats (avec potentiellement une pondération plus importante si leurs impacts sont quantitativement beaucoup plus importants que ceux des émissions à court terme).

Remarque :

Quelque soit l'approche retenue concernant la prise en compte des émissions court et long terme, il faut garder à l'esprit que la méthode ACV classique consiste à sommer l'ensemble des flux générés sur la totalité du cycle de vie (et même après le stockage) comme s'ils étaient générés simultanément à un instant donné. Ceci constitue une limite de la méthode. On peut toutefois indiquer que des développements sont en cours pour intégrer la temporalité des émissions dans les ACV et réaliser ainsi des ACV « dynamiques ». Ces aspects sont principalement développés autour de certains sujets relatifs à la production d'énergie ou au stockage temporaire de carbone (→ **Voir fiches méthode n°9**).

3. ETUDE DE CAS

On s'intéresse au stockage (sans valorisation énergétique du biogaz) de différents types de matériaux : aluminium, étain, PET, PU, bois non traité.

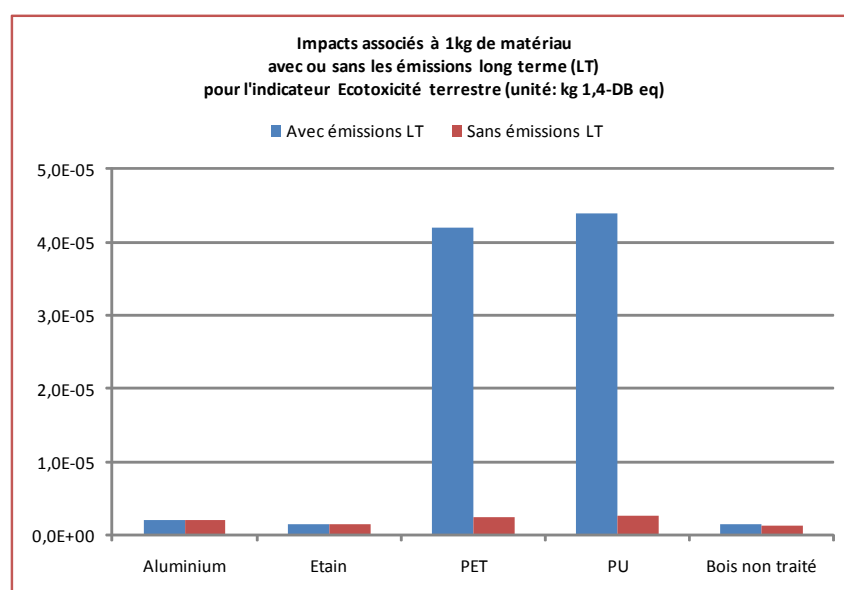
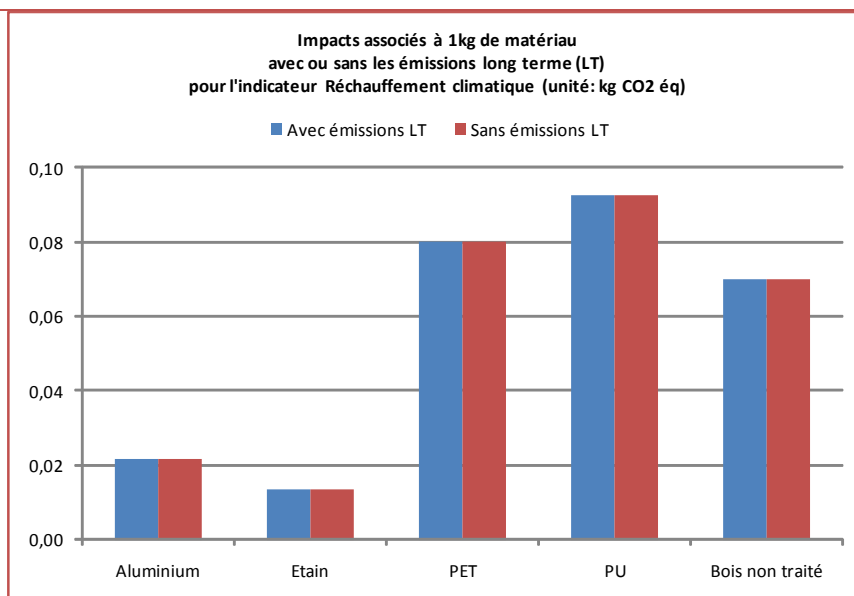
On utilise la base de données ecoinvent et le modèle de filière de stockage « sanitary landfill » prenant en compte les émissions spécifiques aux déchets. On compare les impacts associés à la fin de vie des matériaux lorsque les émissions à long terme sont prises ou non en compte.

Dans le cas où les émissions à long terme sont prises en compte, on considère que les impacts futurs sont équivalents aux impacts actuels. Cela signifie que des facteurs de caractérisation équivalents sont attribués aux flux à court terme et aux flux à long terme.

Les impacts environnementaux du stockage des différents matériaux sont présentés ci-dessous pour deux indicateurs : le réchauffement climatique et l'éco-toxicité terrestre. Ces deux indicateurs ont été choisis afin d'illustrer les différents types d'évolution d'impacts.

- Concernant le réchauffement climatique, il n'y a pas de différence d'impact. Cela signifie que la base de données ecoinvent considère que tout le biogaz est émis sur une période de 100 ans et qu'il n'y a pas d'émission de gaz à effet de serre au-delà de cette période.
- Par contre, en ce qui concerne l'éco-toxicité terrestre, les résultats sont différents pour tous les matériaux. On note des écarts assez faibles pour les matériaux aluminium, étain et bois non traités et des écarts très significatifs pour les plastiques PET et PU. Ces écarts très marqués pour certains matériaux dépendent notamment des hypothèses faites sur la composition moyenne du matériau et en particulier sur la quantité de traces en métaux lourds qui sont considérés comme lixiviés sur le long terme.

De tels résultats montrent qu'une attention particulière doit être portée sur la prise en compte ou non des émissions à long termes dès lors que l'on utilise des inventaires issus de bases de données. Il faut ensuite interpréter ces résultats avec prudence sachant que les émissions long terme découlent d'un modèle de prévision des émissions et d'hypothèses concernant la composition précise du matériau et notamment les traces de métaux lourds.



4. DOCUMENTS DE REFERENCE

- **ILCD Handbook, General guide for Life cycle assessment – Detailed guidance**, 2010 (chapitre 7.4.3.7. p.225-232)
- **Conference Reports: 22nd Discussion Forum on LCA – Evaluation of long-term impacts in LCA**, S. Hellweg and R. Frischknecht , International Journal of LCA, 2004
- **International Expert Group on Life Cycle Assessment for Integrated Waste Management – Review of 11th Meeting**, B. Thomas and Forbes McDougall, International Journal of LCA, 2004
- **Waste Treatment and Assessment of Long-Term Emissions**, G. Doka and R. Hischier, International Journal of LCA, 2005
- **Gone...but not away—addressing the problem of long-term impacts from landfills in LCA**, Michael Hauschild & Stig Irving Olsen & Erik Hansen & Anders Schmidt, International Journal of LCA, 2008

FICHE METHODE N°11 : AFFECTATION DES FLUX AUX FRACTIONS DE DECHET

TOUTES FILIERES

1. INTRODUCTION

Les procédés de traitement des déchets sont conçus pour gérer un mélange de déchets variés, que ce soit parce que les déchets arrivent nécessairement mélangés ou parce que le procédé nécessite des déchets ayant des propriétés différentes et complémentaires (par exemple pour l'incinération, il est nécessaire d'avoir un certain mélange pour que la combustion se fasse correctement, que les émissions ne dépassent pas le seuil réglementaire,...).

On distingue deux types de flux associés aux procédés de traitement des déchets :

- les flux liés au fonctionnement général du procédé de traitement et non spécifiques des déchets traités (par exemple les flux liés à occupation des sols, aux infrastructures, aux consommations d'énergie...),
- les flux dépendant directement du type de déchets traités (par exemple les flux liés à la décomposition ou à la combustion des déchets).

Pour réaliser l'inventaire d'un procédé de traitement relatif à une fraction de déchet, il est nécessaire de définir des méthodes d'affectation des différents types de flux en fonction des types de déchets. Le praticien ACV qui utilise directement des inventaires de fin de vie issus de bases de données n'a pas à pratiquer directement de telles affectations. Cependant, il est important de connaître les types d'approches existantes de façon à pouvoir interpréter les résultats et comprendre les éventuels écarts observés entre différents inventaires issus de différentes bases de données.

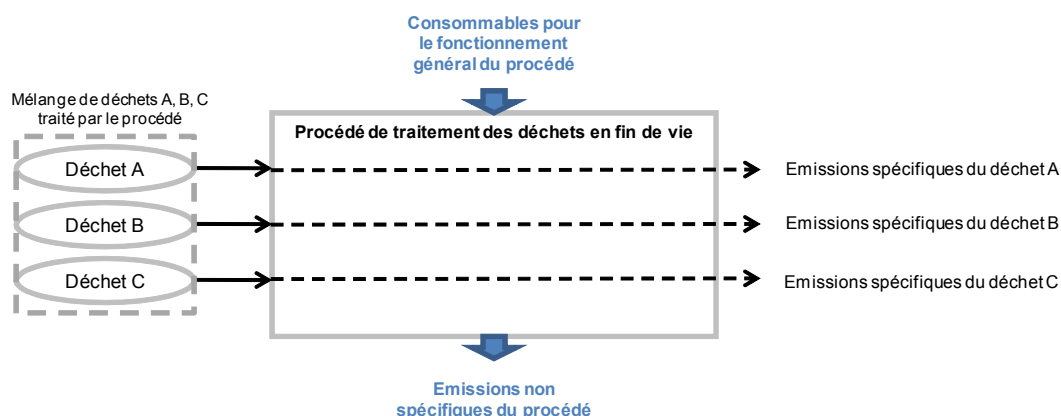
2. METHODOLOGIE POUR L'AFFECTATION DES FLUX NON SPECIFIQUES AUX DECHETS

2.1. Principe

Une partie des consommations et des émissions d'un procédé de traitement des déchets est inhérente à son fonctionnement et indépendante des types de déchets et de leurs propriétés.

Ces flux doivent donc être répartis « équitablement » entre les différents déchets traités.

2.2. Schéma de principe



2.3. Calcul de l'inventaire

Pour les flux liés aux procédés de traitement et non aux déchets eux-mêmes, on réalise en général une affectation massique. La formule suivante est utilisée :

$$\text{Flux}_{(\text{kg/kg déchet})} = \frac{\text{Flux total sur le site (kg/an)}}{\text{Quantité de déchets traités sur le site (kg déchets/an)}}$$

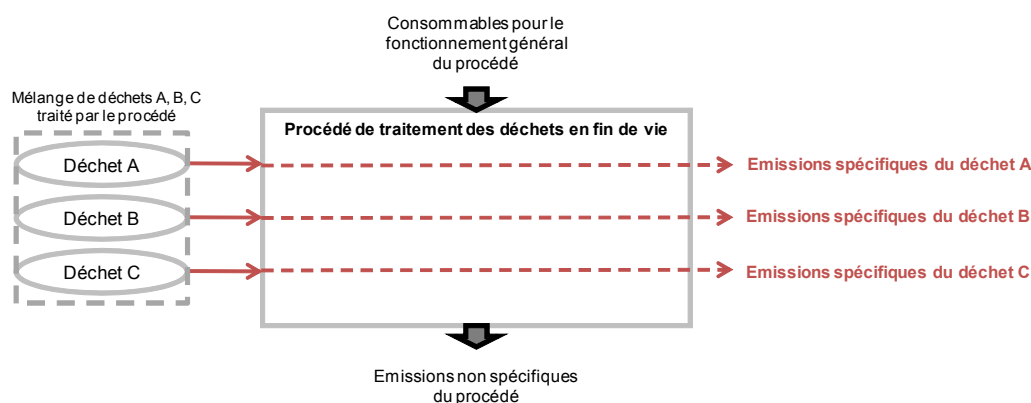
3. METHODOLOGIE POUR L'AFFECTATION DES FLUX SPECIFIQUES AUX DECHETS

3.1. Principe

Certaines consommations et émissions liées aux procédés de traitement des déchets dépendent directement des types de déchets et de leurs propriétés : capacité à produire de l'énergie en fonction de la capacité calorifique, émissions de substance X variant en fonction de la composition,...

L'affectation massique n'est pas satisfaisante pour la répartition de ces flux spécifiques qui dépendent de la masse mais aussi de la composition du déchet. Plusieurs méthodes existent et sont utilisées dans les différentes bases de données.

3.2. Schéma de principe



3.3. Calcul de l'inventaire

Les différentes méthodes ou choix retenus par les développeurs de bases de données reposent sur les propriétés physiques des déchets et dépendent des types de flux à allouer.

A. Allocation en fonction du pouvoir calorifique ou du contenu exergétique

Cette méthode est utilisée afin de répartir les bénéfices liés à la production d'énergie lors de l'incinération. En effet tous les déchets ne permettent pas de produire les mêmes quantités d'énergie en fonction de leurs propriétés physiques.

Les bases de données ecoinvent et le logiciel Wisard déterminent les quantités d'énergie produites pour chaque type de déchets en se basant sur leur pouvoir calorifique. Notons qu'en ce qui concerne ecoinvent, cette méthode sert uniquement à indiquer à titre d'information l'énergie produite relative à un déchet car les impacts évités ne sont pas pris en compte. Dans l'ELCD, c'est le contenu exergétique des déchets qui est utilisé pour l'allocation. Cette propriété permet de prendre en compte la quantité, mais aussi la qualité des transferts d'énergie liés à un type de déchet.

B. Allocation en fonction du potentiel méthanogène

Le potentiel méthanogène des déchets peut être utilisé afin de répartir les bénéfices liés à la production de biogaz lors du stockage avec valorisation énergétique du biogaz ou lors de la méthanisation.

Notons que dans le logiciel Wisard l'allocation en fonction du potentiel méthanogène est utilisée pour le stockage avec valorisation du biogaz mais que pour la méthanisation, l'allocation est basée sur la masse de produits putrescibles.

C. Allocation en fonction de la composition en éléments métalliques valorisables

Cette méthode d'allocation peut être utilisée afin de répartir les bénéfices liés à la récupération et au recyclage de métaux. Elle peut être appliquée pour les procédés d'incinération avec recyclage des métaux récupérés dans les mâchefers. Elle peut également être appliquée dans les filières de méthanisation ou de compostage ayant une étape amont de tri et de récupération des métaux.

Ce type d'approche est notamment utilisé dans le logiciel Wisard.

D. Allocation grâce à des coefficients de transfert

Cette méthode générale est utilisée pour allouer les différents types de flux spécifiques à un type de déchet donné.

Chaque type de déchet est caractérisé par son type de matière (PE, Aluminium, papier...) mais aussi par sa composition en un certain nombre d'éléments chimiques (C, S, N, P, Cr, Cu, Pb...). Certains de ces éléments et notamment les métaux lourds peuvent être présents sous forme de traces avec des valeurs par défaut.

Pour chaque élément chimique, des coefficients de transfert sont établis et permettent de déterminer la part d'élément qui est transférée vers l'air, l'eau ou les déchets résiduels.

La formule suivante résume la méthodologie employée :

$$\text{Flux}_{\text{media, phase, 1}} (\text{kg i / kg déchet X}) = \text{TK}_{\text{media, phase, 1}} * \text{Teneur mélange déchet} (\text{kg i / kg déchet})$$

Avec :

media = Air, eau,...

TK = Coefficient de transfert

i = Élément chimique

Cette méthode est notamment employée dans les bases de données ecoinvent et ELCD. Il faut noter qu'entre les bases de données, les coefficients de transfert peuvent être différents mais aussi les compositions considérées par défaut. Par exemple, ecoinvent considère qu'1 kg de déchets ménagers contient 1,3g de zinc, tandis qu'ELCD estime à 0,7g ce contenu en zinc.

4. ETUDE DE CAS

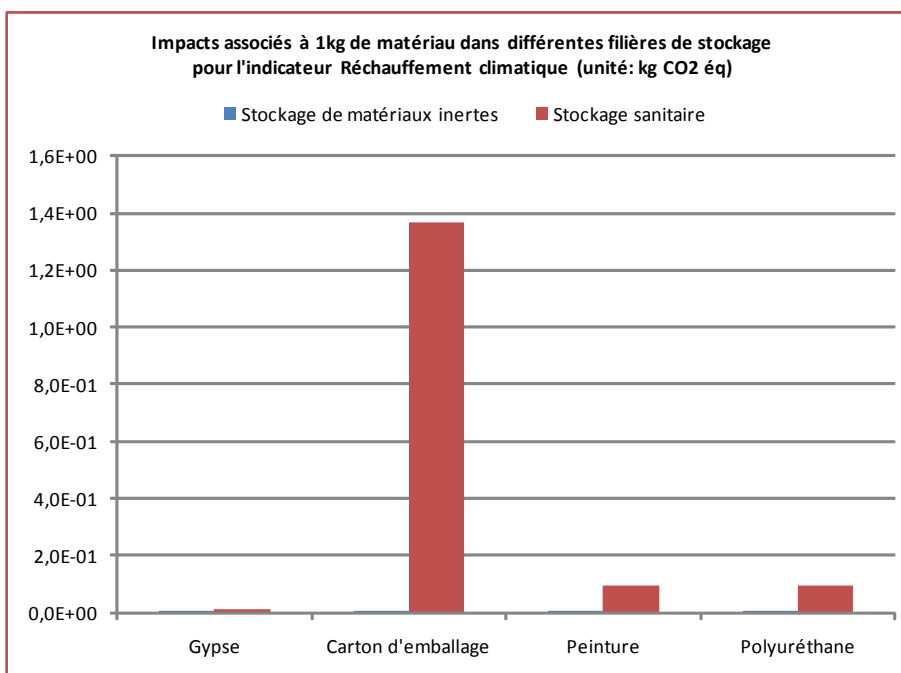
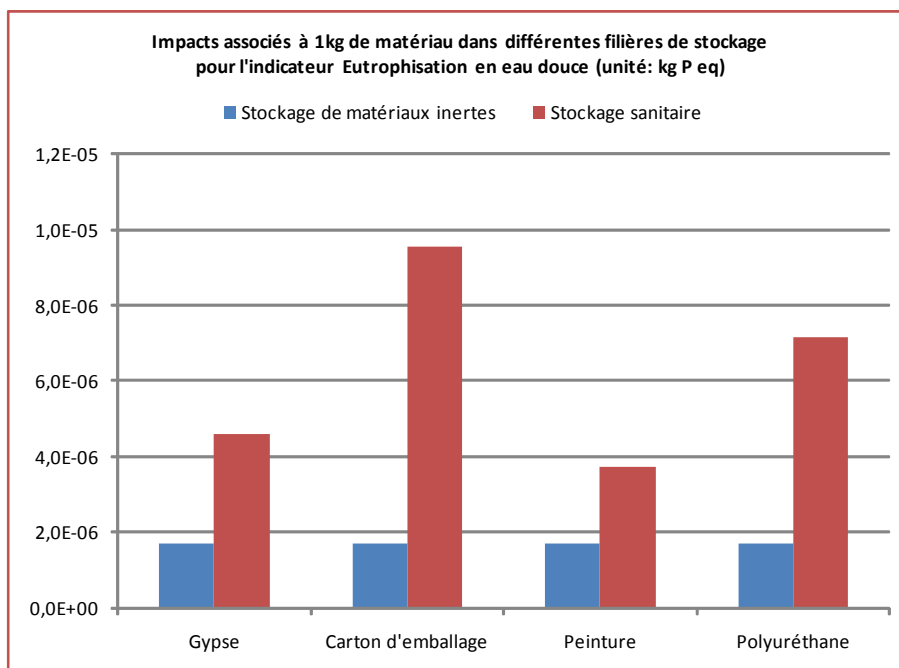
On s'intéresse au stockage de plusieurs matériaux : gypse, carton, peinture, polyuréthane.

On utilise la base de données ecoinvent et on compare les impacts associés à la fin de vie de ces matériaux dans deux filières de stockage basées sur des modèles différents :

- Le modèle « stockage de matériaux inertes » (inert material landfill) : dans ce modèle de filière, ecoinvent considère que les matériaux sont totalement « inertes » et seules les émissions non spécifiques aux types de déchets sont prises en compte. Cela revient à considérer que les coefficients de transfert relatifs à la composition du déchet sont nuls.
- Le modèle « stockage sanitaire » (sanitary landfill) : dans ce modèle de filière, les émissions

non spécifiques et les émissions spécifiques aux déchets sont prises en compte. Concernant les émissions spécifiques aux déchets, on considère que toutes les substances contenues dans les déchets (métaux lourds par exemple) seront émises dans l'environnement au cours du temps, soit par émission dans l'air, soit par lixiviation.

Les impacts environnementaux du stockage d'un kilogramme des différents matériaux sont présentés ci-dessous pour deux indicateurs : l'eutrophisation en eau douce et le réchauffement climatique. Ces deux indicateurs ont été choisis afin d'illustrer les différents types d'évolution d'impacts.



Par rapport aux inventaires de stockage de la base de données ecoinvent, on peut formuler les commentaires suivants.

- Avec le modèle « stockage de matériaux inertes », les impacts liés au stockage sont les mêmes pour tous les matériaux et cela quelque soit l'indicateur d'impact étudié. Cela reflète bien les limites du modèle et cela vient du fait que les émissions spécifiques aux déchets ne sont pas prises en compte et que les émissions non spécifiques sont allouées de façon massique entre tous les types de déchets.

- Avec le modèle « stockage sanitaire », les impacts sont systématiquement plus importants que ceux obtenus avec le modèle « stockage de matériaux inertes » car les émissions non spécifiques et les émissions spécifiques aux types de déchets sont prises en compte.
- Les impacts calculés avec le modèle « stockage sanitaire » sont variables d'un matériau à l'autre du fait de la prise en compte des émissions spécifiques à chaque type de déchet.

Il est important de rappeler que la différenciation faite par ecoinvent entre ces deux types de stockage correspond plus à une différence méthodologique de modélisation lors de la construction des inventaires des bases de données que de différences de flux réels au niveau des sites de stockage.

5. DOCUMENTS DE REFERENCE

- **Waste Treatment in Product Specific LCI, an Approach of Material-Related Modeling**, M. Kremer et al, International Journal of LCA, 1998
- **Product-Specific Emissions from Municipal Solid Waste Landfills**, Nielsen et al, International Journal of LCA 1998
- **Ecoinvent report N0. 13**, Life cycle inventories of Waste treatment services, Data v2.1, 2009
- **Wisard**, Guide de reference version 4.0, Ecobilan, 2003
- **Wisard**, Fiches qualité, version 4.0, Ecobilan, 2003
- **ELCD core database version II**, <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetCategories.vm>

4. Fiche bases de données

FICHE : BASES DE DONNEES

1. INTRODUCTION

Trois bases de données et logiciels parmi les plus reconnus en ACV ont été étudiés :

- ELCD, base de données d'inventaires développée par la Plateforme Européenne sur l'Analyse du Cycle de Vie et qui s'appuie, en ce qui concerne les filières de fin de vie, sur la base de données Gabi développée par PE (base intitulée dans cette fiche « ELCD/Gabi »),
- ecoinvent, base de données d'inventaires développée par l'ecoinvent Centre et qui comprend également un outil excel permettant de paramétrer des compositions particulières de déchets,
- Wisard, logiciel développé par Ecobilan pour la réalisation d'ACV appliquées à la gestion des déchets.

Les bases de données « ELCD/Gabi » et ecoinvent ont été retenues car elles sont les plus reconnues et les plus utilisées par les praticiens ACV au niveau international. Le logiciel Wisard a également été étudié car c'était au cours des dernières années le logiciel de référence en France pour la modélisation de la fin de vie en ACV. Ces bases de données (ou logiciels) contiennent des inventaires de cycle de vie (ICV) permettant aux praticiens ACV de modéliser différentes destinations de fin de vie.

L'objectif de cette fiche est double :

- identifier les différents choix méthodologiques retenus par les développeurs de bases de données afin de permettre au praticien ACV de mieux maîtriser les données qu'il utilise lors de la réalisation d'ACV,
- réaliser une synthèse des données disponibles dans les différentes bases de données.

2. CHOIX METHODOLOGIQUES DES BASES DE DONNEES

Dans chacune des bases de données, différents choix méthodologiques ont été effectués pour élaborer les inventaires de cycle de vie. Certains choix méthodologiques sont spécifiques aux procédés de traitement de fin de vie, d'autres sont plus généraux mais peuvent avoir un impact sur les inventaires de traitement des déchets en fin de vie. Les aspects méthodologiques étudiés dans le cadre de cette comparaison entre les bases de données sont les suivants :

Points méthodologiques	Divergences possibles autour des points méthodologiques
Prise en compte des impacts évités	L'élimination des déchets par des procédés multifonctionnels peut s'accompagner d'une valorisation de matière ou d'énergie qui évitent d'en produire par ailleurs. Les impacts évités par ces valorisations peuvent être inclus ou non dans les inventaires de fin de vie.
Echelle de temps des émissions	De façon générale, on distingue les émissions à court terme (0 à 100 ans) des émissions à long terme (supérieur à 100 ans). Les différentes bases de données prennent en compte les unes et/ou les autres.
Différenciation du carbone fossile et biogénique	Certaines bases de données distinguent les émissions de dioxyde de carbone fossile des émissions de dioxyde de carbone biogénique.
Allocation des émissions spécifiques	Les procédés de traitement des déchets traitent généralement un mélange de déchets, dont chaque fraction engendre des émissions spécifiques. Plusieurs façons d'allouer ces émissions spécifiques sont utilisées dans les différentes bases de données.
Allocation des productions engendrées par les procédés multifonctionnels (énergie, compost,...)	De la même façon que pour les émissions spécifiques, les différents types de déchets traités simultanément par les procédés multifonctionnels permettent de produire plus ou moins d'énergie ou de matière valorisée. Les bases de données utilisent différentes règles d'allocation afin de répartir les productions globales entre les différentes fractions de déchets.

Les tableaux suivants présentent les choix méthodologiques des différentes bases de données pour chaque filière de traitement des déchets.

De façon générale, pour l'ensemble des bases de données, le transport des déchets depuis leur lieu de collecte jusqu'au site de traitement n'est pas inclus dans les inventaires. Et de plus l'ensemble des consommations et émissions du site de traitement non spécifiques aux fractions de déchets sont réparties entre les déchets en fonction de leur masse.

2.1. Stockage

	ecoinvent		Wisard	« ELCD/Gabi »
Type de stockage	Sanitary landfill (MSWLF ¹)	Inert Material landfill (IMF ²)	Enfouissement technique des OM	Sanitary landfill (MSWLF et IMF)
Prise en compte des impacts évités	Pas de prise en compte des impacts évités	Pas de prise en compte des impacts évités	Prise en compte des impacts évités : - production d'électricité (selon le mix français) évitée par la production de biogaz généré par les déchets enfouis	Prise en compte des impacts évités : - production d'électricité (selon le mix français) évitée par la production de biogaz généré par les déchets enfouis
Echelle de temps des émissions	Prise en compte et différenciation des émissions court terme (0-100ans) et long terme (100-60 000ans)	Prise en compte et différenciation des émissions court terme (0-100ans) et long terme (100-60 000ans)	Prise en compte des émissions court terme (0-100ans)	Prise en compte des émissions court terme (0-100ans)
Différenciation entre le carbone fossile et biogénique	Différenciation des émissions de CO ₂ fossile ou biogénique et informations sur la part de carbone fossile et biogénique du déchet	Différenciation des émissions de CO ₂ fossile ou biogénique et informations sur la part de carbone fossile et biogénique du déchet	Différenciation des émissions de CO ₂ fossile ou biogénique	Pas de différenciation des émissions de CO ₂ fossile ou biogénique, mais informations sur la part de carbone fossile, biogénique et inorganique du déchet
Allocation des émissions spécifiques : lixiviats et biogaz	Coefficients de transfert spécifiques à la composition du déchet (composition moyenne + éléments trace) et information sur la composition du déchet	Pas de prise en compte des émissions directes spécifiques aux déchets	- Allocation massique pour la production des lixiviats - Allocation en fonction du potentiel de formation de biogaz des déchets pour la production de biogaz	- Allocation exergétique pour la co-production de chaleur et d'énergie (allocation qui prend en compte la quantité, mais aussi la qualité des transferts d'énergie)
Autre	Captage et torchage du biogaz	n/a	Exclusion de l'élimination des boues de step	n/a

¹ MSWLF : Municipal Solid Waste Landfill

² IMF : Inert Material Landfill

2.2. Incinération

	ecoinvent		Wisard	« ELCD/Gabi »
Type d'incinération	Municipal solid waste incineration (MSWI)	Hazardous waste incineration (HWI)	Incinération des OM	Municipal solid waste incineration (MSWI)
Prise en compte des impacts évités	Pas de prise en compte des impacts évités (informations sur les quantités de chaleur et d'électricité produites spécifiques au déchet)	Pas de prise en compte des impacts évités (informations sur les quantités de chaleur et d'électricité produites spécifiques au déchet)	Prise en compte des impacts évités : - production de chaleur et d'électricité (selon le mix français) évitées par la production d'énergie lors de l'incinération - production d'acier et d'aluminium vierge évitée par le recyclage des mâchefers	Prise en compte des impacts évités : - production de chaleur et d'électricité (selon les mix européens) évitées par la production d'énergie lors de l'incinération - production de métaux vierges évitée par le recyclage des mâchefers
Echelle de temps des émissions	Prise en compte des émissions court terme (0-100ans) et long terme (100-60 000ans) associées au stockage des déchets résiduels de l'incinération	Prise en compte des émissions court terme (0-100ans) et long terme (100-60 000ans) associées au stockage des déchets résiduels de l'incinération	Prise en compte des émissions court terme (0-100ans)	<i>Information non disponible</i>
Différenciation entre le carbone fossile et biogénique	Différenciation des émissions de CO ₂ fossile ou biogénique et informations sur la part de carbone fossile et biogénique du déchet	Différenciation des émissions de CO ₂ fossile ou biogénique et informations sur la part de carbone fossile et biogénique du déchet	Différenciation des émissions de CO ₂ fossile ou biogénique	Pas de différenciation des émissions de CO ₂ fossile ou biogénique Informations sur la part de carbone fossile, biogénique et inorganique du déchet
Allocation des émissions spécifiques	Coefficients de transfert spécifiques à la composition du déchet (composition moyenne + éléments trace) et information sur la composition du déchet	Coefficients de transfert spécifiques à la composition du déchet (composition moyenne + éléments trace) et information sur la composition du déchet	Allocation massique	<i>Information non disponible</i>
Allocation pour la production d'énergie	Les impacts évités liés à la production d'énergie ne sont pas pris en compte, mais des informations sont disponibles sur les PCI et PCS des déchets, ainsi que sur les productions de chaleur et d'électricité spécifiques aux déchets. Ces productions d'énergie sont déterminées grâce à une allocation en fonction du pouvoir calorifique.	Les impacts évités liés à la production d'énergie ne sont pas pris en compte, mais des informations sont disponibles sur les PCI et PCS des déchets, ainsi que sur les productions de chaleur et d'électricité spécifiques aux déchets. Ces productions d'énergie sont déterminées grâce à une allocation en fonction du pouvoir calorifique.	Allocation en fonction du pouvoir calorifique des déchets	-Allocation exergétique pour la co-production de chaleur et d'énergie (allocation qui prend en compte la quantité, mais aussi la qualité des transferts d'énergie)
Allocation pour les autres productions (acier,...)	-	-	Allocation en fonction de la composition en différents éléments de la fraction de déchets considérée	<i>Information non disponible</i>

2.3. Méthanisation

	ecoinvent	Wisard	« ELCD/Gabi »
Prise en compte des impacts évités	Du fait de la méthode des stocks utilisée dans ecoinvent, il n'y a pas d'inventaire de méthanisation dans ecoinvent. Il existe cependant des inventaires de production de biogaz pour lesquels la matière première ayant servi à produire le biogaz ne porte aucun impact. Seuls sont pris en compte dans ces inventaires les impacts liés au procédé de méthanisation.	Prise en compte des impacts évités : - production de chaleur et d'électricité (selon le mix français) évitée par la production de biogaz - production d'engrais chimique évitée par la production de digestat - production de divers matériaux (acier, verre,...) évitée par le recyclage des rebuts de la méthanisation	Inventaires non disponibles
Echelle de temps des émissions		Prise en compte des émissions court terme (0-100ans)	
Différenciation entre le carbone fossile et biogénique		Différenciation des émissions de CO ₂ fossile ou biogénique	
Allocation des émissions spécifiques		Allocation massique	
Allocation pour la production de biogaz		Allocation en fonction de la masse de produits putrescibles	
Allocation pour la production de digestat		Allocation massique	
Allocation pour les autres productions (acier,...)		Allocation en fonction de la composition en différents éléments de la fraction de déchets considérée	

2.4. Compostage

	ecoinvent	Wisard	« ELCD/Gabi »
Prise en compte des impacts évités	Du fait de la méthode des stocks utilisée dans ecoinvent, il n'y a pas d'inventaire de compostage dans ecoinvent. Il existe cependant des inventaires de production de compost pour lesquels la matière première ayant servi à produire le compost ne porte aucun impact. Seuls sont pris en compte dans ces inventaires les impacts liés au procédé de compostage.	Prise en compte des impacts évités : - production d'engrais chimique évitée par la production de compost - production de divers matériaux (acier, verre,...) évitée par le recyclage des rebuts du compostage	Inventaires non disponibles
Echelle de temps des émissions		Prise en compte des émissions court terme (0-100ans)	
Carbone biogénique		Différenciation des émissions de CO ₂ fossile ou biogénique	
Allocation des émissions spécifiques		Allocation massique	
Allocation pour la production de compost		Allocation en fonction de la masse de produits putrescibles	
Allocation pour les autres productions (acier,...)		Allocation en fonction de la composition en différents éléments de la fraction de déchets considérée	
Autre		La lixiviation du compost et des engrais après épandage dépend de la quantité de compost mais pas de sa composition	

2.5. Recyclage

	ecoinvent	Wisard	« ELCD/Gabi »
Prise en compte des impacts évités	Du fait de la méthode des stocks utilisée dans ecoinvent, il n'y a pas d'inventaire de recyclage dans ecoinvent. L'inventaire de recyclage d'un matériau en fin de vie est considéré comme nul dans la mesure où on considère que tous les impacts de ce procédé sont imputés au produit qui utilise la matière première secondaire.	Prise en compte des impacts évités : - production de matériau vierge évitée par le recyclage du matériau	
Autre	Il existe cependant des inventaires de production de matière recyclée pour lesquels la matière première ayant servi à produire la matière recyclée (déchets de papier, ferraille, etc.) ne porte aucun impact. Seuls sont pris en compte dans ces inventaires les impacts liés au procédé de recyclage (collecte, tri, transformation en matière première secondaire utilisable). Les inventaires de recyclage d'ecoinvent correspondent donc aux inventaires I_{PR} . Ils peuvent être utilisés pour mettre en œuvre différentes méthodes de prise en compte du recyclage.	Les inventaires de recyclage correspondent aux inventaires $I_{PR} - I_{PV}$	Inventaires non disponibles

3. INVENTAIRES DISPONIBLES DANS LES DIFFERENTES BASES DE DONNEES

Le tableau suivant synthétise l'ensemble des inventaires de traitement en fin de vie :

- pour les différents matériaux (en colonne),
- pour les différentes filières de traitement et les différentes bases de données (en ligne).

		Aluminium	Acier (ou métaux ferreux)	Papier	Carton	Bois	Verre	PET	PP	PE	PVC	Mélange de plastiques	Textiles	Déchets organiques	Ordures ménagères
Recyclage	ecoinvent	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Wisard	x	x	x	x	-	x	x	-	x	x	x	-	-	-
	ELCD/Gabi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Inciné-ration	ecoinvent	x	x	x	x	-	x	x	x	x	-	-	-	-	x
	Wisard	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ELCD/Gabi	-	-	x	-	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x
Stockage	ecoinvent	x	x	x	x	-	x	x	x	x	-	-	-	-	x
	Wisard	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ELCD/Gabi	-	-	x	-	x	x	-	-	-	-	x	x	x	x
Compo-stage	ecoinvent	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
	Wisard	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ELCD/Gabi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Méthani-sation	ecoinvent	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
	Wisard	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	ELCD/Gabi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Légende :

x	Inventaire(s) disponible(s)
	Inventaire(s) potentiellement calculable(s)
-	Inventaire(s) non disponible(s)

4. REFERENCES

- **Ecoinvent report N0. 13**, Life cycle inventories of Waste treatment services, Data v2.1, 2009
- **Wisard**, Guide de référence version 4.0, Ecobilan, 2003
- **Wisard**, Fiches qualité, version 4.0, Ecobilan, 2003
- **ELCD core database version II**, <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcaifohub/datasetCategories.vm>

5. Enseignements de l'étude

Cette étude a permis de réaliser un état de l'art sur les différents modes de prise en compte de la fin de vie lors de la réalisation d'analyses de cycle de vie de produits. Elle a permis d'analyser les principales problématiques et de présenter les méthodes les plus reconnues et les plus couramment utilisées.

Par rapport aux quatre grandes problématiques identifiées dans cette étude, on peut retenir les principaux enseignements suivants :

- Multifonctionnalité des procédés de gestion des déchets

En ce qui concerne la filière de recyclage, il existe beaucoup d'approches pour résoudre la multifonctionnalité. Le contexte de l'étude ACV et son caractère attributionnel ou consécutif sont des paramètres importants pour choisir l'approche la plus appropriée. Néanmoins, bien souvent plusieurs approches peuvent être appliquées. Le praticien ACV devra alors bien analyser les différentes méthodes possibles, être conscient des conséquences que le choix d'une méthode peut impliquer sur les résultats de l'étude et être le plus transparent possible sur le choix effectué et les raisons de ce choix. En particulier, il est important de réaliser des analyses de sensibilité pour évaluer l'influence de la méthode sur les résultats obtenus et pour ainsi tester la robustesse des conclusions de l'étude.

Pour les autres filières multifonctionnelles (incinération avec valorisation énergétique, stockage avec valorisation du biogaz, compostage, méthanisation), l'approche la plus communément utilisée pour résoudre la multifonctionnalité est la substitution. Il y a cependant de nombreuses subtilités pour appliquer cette approche, notamment concernant le choix des procédés substitués.

- Cycle du carbone et comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre liées au traitement des déchets

La prise en compte du cycle du carbone lors du traitement des déchets suscite actuellement de nombreux débats. L'approche générale couramment employée ces dernières années consiste à ne pas prendre en compte les flux de CO₂ d'origine biomasse en considérant qu'ils appartiennent au cycle court du carbone et n'ont pas « d'effet notable » en termes de changement climatique. Cependant, cette approche présente certaines limites et des évolutions méthodologiques sont en cours pour intégrer les flux de CO₂ d'origine biomasse et le cas échéant prendre en compte le stockage temporaire du carbone.

- Echelle de temps des émissions

En ce qui concerne la filière de stockage, les émissions s'effectuent dans la durée sur des échelles de temps allant de quelques dizaines d'années à plusieurs milliers d'années. Il y a aujourd'hui un consensus sur le fait que toutes les émissions, que ce soit à court terme (0 à 100 ans) ou à long terme (100 ans et plus), doivent être prises en compte. Cependant, la façon de caractériser ces émissions fait encore débat et on peut choisir d'attribuer aux impacts futurs un poids équivalent, supérieur ou inférieur à celui des impacts actuels. Par ailleurs, quelle que soit l'approche retenue, il est recommandé de calculer et d'analyser les impacts liés aux émissions à court terme et les impacts liés aux émissions à long terme de façon séparée.

- Affectation des flux aux fractions de déchets

Les filières de traitement des déchets gèrent en général un mélange de déchets variés. L'établissement de l'inventaire de fin de vie d'un déchet donné dans une filière nécessite donc d'affecter les différents flux de la filière en fonction des types de déchets traités. Pour cela, les développeurs de base de données ont développé différentes méthodes d'allocation (basées sur le PCI, le potentiel méthanogène, la composition en éléments trace des déchets...) qu'il est important de connaître pour les praticiens ACV afin de maîtriser les données utilisées et de savoir interpréter les résultats.

Par ailleurs, l'étude a permis d'identifier certaines limites pour la mise en pratique des approches présentées. En effet, certaines données nécessaires à l'application des méthodes ne sont pas

disponibles ou s'avèrent limiter. On peut citer par exemple le fait qu'il y a peu d'inventaires de cycle de vie disponibles sur le compostage ou la méthanisation. De même, certains inventaires de recyclage de plastique ne sont pas disponibles. Enfin, certaines données sur les taux de recyclage ou le nombre de réutilisations possibles de la matière ne sont pas toujours accessibles en fonction des matériaux étudiés.

Enfin, par rapport aux différentes approches présentées dans cette étude et qui sont parmi les plus reconnues, il est important de noter que de nombreuses discussions sont en cours et que certains points pourraient être amenés à évoluer à court ou moyen terme comme par exemple la prise en compte du stockage temporaire de carbone dans les produits, le développement des ACV conséquentielles ou celui des ACV dynamiques prenant en compte la temporalité des émissions...