



HAL
open science

Approche de la monétarisation des impacts environnementaux issus de l'Analyse du Cycle de Vie par la méthode des choix multiples: Application a la gestion des ordures ménagères résiduelles

M. E. Mollaret

► **To cite this version:**

M. E. Mollaret. Approche de la monétarisation des impacts environnementaux issus de l'Analyse du Cycle de Vie par la méthode des choix multiples: Application a la gestion des ordures ménagères résiduelles. Sciences de l'environnement. Doctorat Sciences Economiques, Université de Paris Ouest Nanterre La Défense, 2012. Français. NNT: . tel-02598335

HAL Id: tel-02598335

<https://hal.inrae.fr/tel-02598335v1>

Submitted on 15 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITE PARIS OUEST NANTERRE LA DEFENSE
E D. ECONOMIE, ORGANISATIONS, SOCIETE

THESE

Pour l'obtention du grade de
Docteur de l'Université de Paris Ouest Nanterre La Défense
Discipline : Sciences Economiques

Présentée par

Marie-Emilie MOLLARET

Le 18 octobre 2012

APPROCHE DE LA MONETARISATION DES IMPACTS
ENVIRONNEMENTAUX ISSUS DE L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE PAR
LA METHODE DES CHOIX MULTIPLES :
Application à la gestion des ordures ménagères résiduelles

Directeur de thèse : Marc BAUDRY

Olivier BEAUMAIS	Professeur, Université de Rouen	Rapporteur
Pierre DUPRAZ	Directeur de recherche, INRA Rennes	Rapporteur
Anne VENTURA	Chargée de recherche, IFSTTAR Nantes	Rapporteur
Gilles ROTILLON	Professeur, Université Paris Ouest	Examineur
Marc BAUDRY	Professeur, Université Paris Ouest	Directeur de thèse
Lynda AISSANI	Ingénieur de recherche, IRSTEA Rennes	Encadrant
André LE BOZEC	Ingénieur de recherche, IRSTEA Rennes	Encadrant
Marc CHEVERRY	Chef du service Prévention et Gestion des Déchets, ADEME	

SOMMAIRE

<i>Introduction générale</i>	<i>1</i>
-------------------------------------	-----------------

<i>Chapitre I: L'évaluation des performances environnementales de la gestion des déchets : de l'ACV à la monétarisation</i>	<i>13</i>
--	------------------

Introduction	15
1-Contexte de la gestion des déchets ménagers et place du Traitement Mécano-Biologique	17
2-L'Analyse du Cycle de Vie comme outil d'évaluation environnementale pour la gestion des déchets	40
Conclusion	99

<i>Chapitre II: Adaptation de la méthode des choix multiples pour la monétarisation des impacts environnementaux de la gestion des déchets ménagers évalués par l'ACV</i>	<i>101</i>
--	-------------------

Introduction	103
1-Fondements théoriques de l'évaluation des impacts environnementaux	105
2-Présentation de la méthode des choix multiples	143
3-Propositions d'adaptation de la méthode	187
Conclusion	213

<i>Chapitre III: Mise en œuvre de l'ACV et de la MCM pour l'estimation des CAP relatifs aux trois catégories d'impacts environnementaux</i>	<i>217</i>
--	-------------------

Introduction	219
1-ACV de cinq scénarios de gestion de déchets	221
2-Mise en œuvre de la méthode de choix multiples, estimation des CAP et application aux résultats d'ACV	278
Conclusion	342

<i>Conclusion générale</i>	<i>345</i>
-----------------------------------	-------------------

Introduction générale

INTRODUCTION GENERALE

La décision publique en France intervient aux différents niveaux de décentralisation de l'Etat français. Cette décision prend donc place à un niveau national, régional, départemental, ou local et s'appuie traditionnellement sur des considérations socio-économiques, bien que d'autres critères soient introduits ponctuellement selon la nature de la décision. Quelle que soit l'échelle de décision, le processus décisionnel qui se met en place rassemble différents acteurs appartenant à un même territoire, susceptibles d'interagir dans le processus décisionnel. C'est plus particulièrement le cas pour les citoyens et les associations de citoyens, qui, dans un contexte de décision locale, se sentent directement impliqués et affectés par la décision qui s'appliquera à leur territoire. Cette intervention du citoyen dans le processus de décision semble d'autant plus forte que l'échelle de décision est locale et que la décision le concerne. En France, cette intervention se fait essentiellement sous forme d'enquête publique. C'est une obligation réglementaire où l'avis du citoyen est sollicité à *minima* avant l'acceptation d'un projet. Le projet soumis à acceptation est alors accessible en mairie *via* une consultation. Depuis quelques années, une autre forme d'intervention plus participative des citoyens émerge : le débat public. Ce débat peut se situer à différentes étapes dans le processus de décision, avec des niveaux d'implication différents. Alors que la consultation est mise en place après le processus décisionnel, une fois que la décision a été prise, la concertation a lieu pendant le processus décisionnel en amont de la décision. Cette approche de démocratie participative se répand de plus en plus actuellement et concerne essentiellement des questions de décision de proximité, pour lesquelles les citoyens se sentent directement impliqués et sont de fait plus facilement mobilisables, notamment lorsqu'il s'agit de sujets qui portent à controverse. Entre 1997 et 2007, on compte chaque année environ 14 000 enquêtes publiques consultatives et 40 débats de concertation. En outre, comme l'indique Yves Sintomer [1], nous appartenons à une société du risque au sein de laquelle les doutes « *reposent sur la prise de conscience du fait que les sciences et les techniques ne sont pas la solution miracle aux problèmes rencontrés par l'humanité [...]* », incitant à ne plus déléguer uniquement aux élus et aux experts les décisions avec de forts enjeux sociaux, d'autant plus que, selon le même auteur, « *L'histoire et la sociologie des sciences ont montré la part de contingence politique dans les grands choix scientifiques [...]* ».

La gestion des déchets ménagers est une thématique de la décision publique qui n'échappe pas à la controverse en raison d'enjeux sociétaux et environnementaux notables. Ceux-ci sont dus aux nuisances et aux impacts environnementaux générés par les différentes étapes de la filière, auxquels s'ajoutent les craintes de certains citoyens notamment envers l'implantation d'installations de traitement. En outre, la prise de décision en matière de gestion des déchets ménagers en France s'effectue à l'échelle d'une collectivité locale et à l'échelle du département, notamment dans le cadre de la révision du Plan Départemental de Prévention et de Gestion des Déchets Non Dangereux (PDPGDND). Ainsi, la controverse que peut susciter le choix d'un projet de gestion des déchets ménagers a lieu dans un contexte de décision locale, dont les conséquences sont potentiellement perceptibles par certains citoyens – les riverains. Ces citoyens sont généralement impliqués dans le processus décisionnel, *via* la consultation et la concertation, quand elles ont lieu, et alimentent ainsi le débat public. Au final, quelle que soit l'issue du processus décisionnel, la décision est souvent prise pour répondre uniquement aux questions économiques et aux problèmes d'acceptabilité.

Pourtant, en matière de gestion des déchets ménagers, la décision peut et, dans certains cas, doit intégrer un volet environnemental, notamment pour la révision du PDPGDND, où une évaluation environnementale est imposée depuis 2004. Les autres formes de collectivités locales (intercommunalité) sont quant à elles libres de l'utiliser lors de la modification de leur filière de gestion des ordures ménagères résiduelles (OMR). On constate, dans ce cas, que l'évaluation environnementale n'a pas vocation à fournir des critères environnementaux pour construire et appuyer la décision, mais qu'elle est plutôt utilisée dans le but *a priori* de favoriser l'acceptabilité et de conforter le choix du scénario retenu au préalable, comme l'indique le Livrable 1 du projet PRODDEVAL [2]. Plusieurs outils sont disponibles pour réaliser l'évaluation environnementale de scénarios de gestion de déchets à l'échelle du département ou d'une collectivité locale. L'Analyse du Cycle de Vie (ACV), qui figure parmi les outils les plus utilisés, est une méthode d'évaluation environnementale récente et internationalement reconnue. Ayant notamment pour principe d'évaluer l'impact environnemental potentiel d'un système sous un angle multicritère, l'ACV permet de répondre à plusieurs types d'objectifs et peut être menée dans une démarche d'amélioration, d'éco-conception, de labellisation, mais aussi de sélection. La pratique de l'ACV dans un but de sélection consiste alors à choisir entre plusieurs alternatives pour un système donné celle qui présente le meilleur bilan au regard des impacts environnementaux évalués. Ces impacts environnementaux sont au minimum trois si la modélisation est réalisée en *endpoint* avec des

résultats en catégories de dommages, et sont au maximum une dizaine si la modélisation est réalisée en *midpoint* avec des résultats en catégories d'impacts. L'ensemble de ces critères représente uniquement l'aspect environnemental du choix ou de la sélection. Dans le contexte particulier d'évaluation environnementale de scénarios de gestion de déchets à une échelle locale, l'ACV est effectivement utilisée dans un objectif de sélection, puisqu'il s'agit d'obtenir des éléments pour hiérarchiser les alternatives entre elles selon des critères environnementaux.

Bien que l'ACV soit l'outil d'évaluation environnementale le plus fréquemment déployé lors de la révision des plans départementaux, les résultats qui en découlent sont encore trop peu souvent intégrés dans le processus de décision, contrairement aux critères économiques, sociaux, voire sociétaux. Par conséquent, l'aspect environnemental n'a pas de poids dans la décision finale, alors que son évaluation environnementale est imposée. Le manque d'appropriation de l'outil ACV par l'ensemble des acteurs semble être une cause de la non intégration des critères environnementaux dans le processus de décision. Ce manque d'appropriation s'explique en partie par la complexité de l'outil. Seuls des praticiens formés sont capables d'utiliser correctement la méthode pour en sortir des résultats cohérents et conformes avec l'objectif de l'évaluation. Les décideurs et les citoyens n'ont généralement pas les compétences nécessaires pour saisir l'intégralité de la démarche ACV. Le caractère multicritère de l'évaluation et des résultats que l'ACV fournit est un autre facteur renforçant le manque d'appropriation de cet outil. Si l'évaluation multicritère de l'environnement est un atout pour le praticien de l'ACV qui sait interpréter les résultats, cela est en revanche synonyme de contrainte pour le décideur qui préférerait disposer d'un score unique plutôt que d'une multitude de résultats sur lesquels il ne sait pas arbitrer. Il est cependant possible de fournir des résultats sous forme de score unique par le biais de méthodes permettant d'agrèger des résultats d'impacts intermédiaires ou des catégories de dommages en un score unique. Ces méthodes d'agrégation peuvent paraître opaques, d'autant plus que l'utilisation de résultats agrégés ne fait pas l'unanimité au sein de la communauté ACV. Ce manque d'appropriation, tant par les décideurs que par les citoyens intégrés au processus décisionnel, tend à discréditer l'ACV et les résultats qu'elle fournit. Concernant les citoyens, des analyses de cas dans des contextes de gestion locale des déchets [3] tendent à montrer qu'ils sont demandeurs d'une plus grande transparence à propos des outils d'évaluation environnementale utilisés et du calcul des résultats obtenus. Ils perçoivent en effet ces outils comme une « boîte noire » qui permet de manipuler les résultats et sur laquelle ils n'ont pas de droit de regard. Concernant les décideurs, ceux-ci ont des contraintes autres qu'environnementales qui interviennent

également dans la décision. L'évaluation multicritère de la sphère environnementale qui fait une des forces de l'ACV complexifie souvent la décision. Le décideur se retrouve dès lors en possession de plusieurs critères environnementaux, et non pas un seul, qui devront être mis en balance avec les autres critères de décision (critères sociaux, critères économiques). En outre, dans la réalité, en raison de son approche multicritère de l'environnement, l'ACV permet rarement de hiérarchiser et donc *a fortiori* de sélectionner les scénarios de gestion de déchets étudiés. La capacité de l'ACV à fournir un classement net et sans appel de scénarios de gestion des déchets ménagers apparaît limitée. Les décideurs publics tentent donc d'intégrer de l'évaluation environnementale par le biais de l'ACV afin de justifier la décision et favoriser l'acceptabilité sociale, en mettant en avant les performances environnementales du choix retenu, quels que soient finalement les résultats d'impacts obtenus. Les citoyens peuvent alors avoir le sentiment que la décision leur a été imposée sans les concerter et qu'elle nuira à leur qualité de vie. Le risque de levées de boucliers est alors élevé.

Comme l'intégration d'un outil d'évaluation environnementale ne suffit pas à favoriser l'acceptabilité sociale d'un choix de projet de gestion de déchets [3], il semblerait qu'il faille que les individus puissent s'approprier davantage les résultats de l'évaluation environnementale et de l'ACV, si cela est l'outil utilisé. Pour que les citoyens puissent s'approprier les résultats, la participation au processus de décision et notamment à la discussion sur la méthodologie d'évaluation environnementale, la prise en compte de leurs avis et leurs préférences dans le critère de décision sont des pistes à explorer. D'une manière plus générale, différentes disciplines proposent leur conception de la décision et analysent ou expliquent la façon dont les citoyens peuvent être engagés dans la décision afin de répondre aux interrogations suivantes : Quel est le rôle du citoyen dans le processus décisionnel ? Quels sont les rapports avec les autres acteurs et au sein même du groupe de citoyens ? Comment s'articule la décision par rapport à eux ? Quels sont les critères de décision finalement retenus ? La sociologie, les sciences politiques et l'économie sont les principales disciplines à proposer ou à décrire des modèles ou des critères de décision. Cela laisse donc à penser que l'analyse du processus décisionnel est différente selon la focale disciplinaire utilisée.

La sociologie et les sciences politiques analysent les processus décisionnels qui se mettent en place, les jeux d'acteurs qui s'y déroulent, ainsi que l'efficacité de ces processus décisionnels sur la décision finale. Si plusieurs approches de la décision et du processus décisionnel furent jadis considérées comme séquentielles ou linéaires [4], les approches

actuelles préfèrent étudier les étapes du processus de décision « non définies à l'avance » plutôt que les procédures liées au choix et à la décision. Dans le contexte de décision locale de la gestion des déchets, cette analyse se focalise essentiellement sur la participation (démocratie participative) mise en place et sur les rapports de force entre les acteurs et les groupes d'acteurs. La démocratie participative intègre le citoyen dans la réflexion et dans le processus décisionnel mais celui-ci n'intervient pas directement dans la décision. Il s'agit en effet dans ce cas de co-décision entre élus et citoyens, ce qui n'est pas appliqué dans la pratique [5]. Actuellement, la limite de cette démarche vient du fait que la décision prise par le décideur public ne semble pas, d'une part, tenir compte des avis de citoyens qui sont pourtant le fruit d'une réflexion collective et, d'autre part, défendre l'intérêt général tel que ces mêmes citoyens le conçoivent. Une autre limite vient des rapports de force qui peuvent être observés dans le cadre de mise en œuvre de démocratie participative. En effet, les jeux des différents acteurs ne sont pas uniquement le fait des hommes politiques. Des groupes d'individus peuvent se former puis se développer dans le but de défendre leurs intérêts personnels, ce qui est par ailleurs compréhensible dans le cas de l'implantation d'une installation de traitement de déchets à proximité d'habitations. Pour cela, ces groupes avancent des arguments qui ne sont pas nécessairement étayés mais qui permettent de rallier d'autres individus à leur cause. Si le mouvement prend de l'ampleur, cela peut conduire à une situation de blocage. Avec les rapports de force, les intérêts privés (de groupes) peuvent se substituer à l'intérêt général, en l'occurrence celui de la collectivité.

L'économie propose une vision rationnelle de la décision, avec des individus qui se comportent comme des agents rationnels. Ces derniers ont des préférences propres qu'ils savent ordonner. Ils sont également capables de maximiser leur satisfaction, donc leur utilité. Cette vision considère également que la somme des utilités des individus d'une société constitue le bien-être social. L'approche économique analyse les critères de décision plutôt que le processus de décision en lui-même, contrairement à la sociologie. Dans le cas d'un projet d'implantation d'une nouvelle installation de traitement des déchets ménagers, des impacts environnementaux locaux et globaux vont être générés par le traitement effectif des déchets. Parmi les individus de la société, en l'occurrence les administrés de la collectivité concernés par le projet, certains vont « subir » ce projet car il sera à l'origine d'une perte de la qualité de leur environnement, entraînant une perte de leur utilité. Le seul moyen de faire accepter le projet, et donc de le réaliser, serait alors d'instaurer un système de compensation financière individuelle afin que l'utilité de chaque individu soit au pire maintenue ou améliorée une fois le projet réalisé, et cela malgré la perte de qualité environnementale. Pour

que chaque individu au pire maintienne ou au mieux améliore son utilité, la compensation financière devrait être supérieure à son Consentement à Recevoir (CAR). Et la somme des compensations financières individuelles devrait être égale aux bénéfices du projet. Dans ce cas, on dit que le projet est Pareto améliorant. Le projet pourrait alors être mis en œuvre si la somme des CAR individuels n'excède pas les bénéfices du projet, puisque les compensations financières sont théoriquement possibles. C'est le principe de Kaldor Hicks. Le problème vient du fait que, dans la pratique, une fois le projet retenu et réalisé, le mécanisme de compensations financières pour les individus ayant vu leur utilité diminuée n'est pas instauré. En outre, ce critère de Kaldor-Hicks, et *a fortiori* les situations Pareto améliorantes, suppose qu'il est possible d'évaluer monétairement la perte de qualité environnementale. Cela revient à considérer qu'il est possible de substituer une qualité environnementale à une valeur monétaire. Cette hypothèse, très forte, sera maintenue dans le développement méthodologique de cette thèse.

Les approches sociologique et sciences politiques du processus décisionnel montrent que l'appropriation des résultats par le citoyen est possible, mais sans pour autant être à l'abri de jeux d'acteurs et de rapports de force, empêchant de faire émerger un réel consensus collectif. A l'opposé, l'approche économique se focalise sur les critères de la décision, en intégrant parmi ces critères les préférences des individus. Le processus décisionnel n'est quant à lui pas explicite. Le critère de Kaldor-Hicks traditionnellement utilisé en économie pour mettre en œuvre un projet promet une équité théorique, sur le papier, mais elle n'est pas opérationnelle puisque les mécanismes de compensations financières ou effets distributifs ne sont pas mis en pratique. Aucune de ces deux approches n'est satisfaisante, tant pour garantir une appropriation des résultats par les citoyens avec la première que pour intégrer leurs préférences dans les critères de décision avec la seconde.

Objectifs de la thèse

Cette thèse a pour objectif de rendre appropriable les résultats d'évaluation environnementale produits par une ACV pour les acteurs concernés par un projet local de gestion des déchets impactant sur l'environnement, afin de renforcer la décision dans ce contexte tout en s'affranchissant de la démarche participative traditionnellement observée en sociologie et des éventuels rapports de forces entre différents groupes d'acteurs. Le but n'est pas de repenser une nouvelle méthode d'aide à la décision en économie, mais d'essayer de coupler au mieux les résultats d'ACV avec des méthodes de monétarisation existantes par l'estimation de consentements à payer (CAP) pour les impacts environnementaux. Les CAP estimés ne seront donc pas intégrés à un contexte de rationalité classique avec la mise en œuvre du critère de Kaldor-Hicks. Ils seront en revanche utilisés pour créer un système de pondération des résultats d'impacts, qui sera déterminé par les citoyens concernés par le projet, et destiné au décideur public.

Difficulté et Enjeux de la thèse en termes de recherche

Les effets sur l'environnement de la filière de gestion des OMR et de ses alternatives possibles sont évalués selon plusieurs catégories d'impacts que l'on souhaite monétariser. La ou les méthodes de monétarisation utilisées doivent donc prendre en compte la dégradation ou l'amélioration de la qualité de l'environnement sous une forme multidimensionnelle, comme le fait également l'ACV qui fournit des résultats selon plusieurs catégories d'impacts environnementaux. Le défi est donc de pouvoir monétariser chaque impact par rapport aux autres d'une manière cohérente et homogène, afin de garantir un socle de comparabilité entre les différents CAP estimés, ceci dans le but de les utiliser ensuite comme facteurs de pondération. Ce socle de cohérence et d'homogénéité commun aux impacts monétarisés est possible si la méthode de monétarisation utilisée s'appuie sur le même cadre théorique et sur le même périmètre de la valeur économique totale (VET) pour chaque impact considéré. Ces exigences porteront à sélectionner la Méthode des Choix Multiples (MCM), une méthode de monétarisation appartenant à la catégorie des préférences déclarées.

Cette thèse s'attachera donc à montrer que la MCM est la méthode de monétarisation existante la plus satisfaisante pour traiter de la multiplicité de l'environnement que sont les impacts environnementaux issus de la filière de gestion des ordures ménagères résiduelles, en dépit de certaines limites inhérentes à la méthode et d'autres spécifiques à son adaptation à la

problématique des impacts environnementaux, chose pour laquelle elle n'est pas utilisée traditionnellement.

Présentation du Plan

La thèse s'attachera à traiter cette question selon une structure en trois chapitres.

Le premier chapitre situe le contexte dans lequel l'analyse est menée, à savoir celui de l'évaluation environnementale par Analyse du Cycle de Vie de la filière de gestion des ordures ménagères résiduelles (OMR). La première section présente le contexte actuel de la gestion des ordures ménagères en France et souligne l'importance du développement du Traitement Mécano-Biologique (TMB) ces dernières années, tout en rappelant le manque de connaissances sur les impacts environnementaux de la filière de gestion des OMR intégrant du TMB en raison du peu de retour d'expérience sur ces installations. La seconde section présente l'ACV, un des outils d'évaluation environnementale les plus utilisés en gestion de déchets, au travers ses principes, ses atouts et ses limites en général. L'utilisation de cet outil dans le contexte particulier de la gestion des déchets est ensuite analysée par le biais d'études de cas. Leur analyse permet, d'une part, de poser un cadre de mise en œuvre pour les ACV de gestion de déchets et, d'autre part, de pointer leurs limites et leurs spécificités méthodologiques par rapport à une ACV « classique ». Enfin, lorsque ces résultats sont utilisés comme éléments d'aide à la décision, des techniques d'agrégation peuvent être employées pour en faciliter leur compréhension, mais celles-ci ne sont généralement pas satisfaisantes car elles s'appuient sur des études décontextualisées pour établir des facteurs de pondération.

Le second chapitre est consacré au choix de la méthode de monétarisation pour des impacts environnementaux évalués en ACV, ainsi qu'à son adaptation à cette problématique particulière lors de sa mise en œuvre. Dans une première section, la problématique générale de l'évaluation des biens et des services environnementaux est expliquée au regard du concept de la valeur économique totale (VET) et fait le lien avec les différentes méthodes de monétarisation existantes. L'analyse de quelques études de monétarisation d'impacts environnementaux, tels qu'on l'entend en ACV, liés à la gestion des déchets tend à montrer que peu d'impacts sont évalués parmi la dizaine de catégories que proposent les méthodes de caractérisation en ACV. Les quelques impacts évalués, comme l'augmentation de l'effet de

serre, peuvent être issus de différentes méthodes, très souvent des préférences révélées, qui n'emploient pas toutes le même cadre théorique, et qui ne s'appuient pas non plus sur le même périmètre de définition de la VET, d'où une comparaison risquée des impacts monétarisés. La deuxième section justifie dans un premier temps le choix de la méthode de monétarisation des impacts environnementaux. La méthode des choix multiples a été préférée à la méthode d'évaluation contingente. Toutes deux étant les principales méthodes de monétarisation dites à préférences déclarées, basées sur des techniques d'enquête auprès d'individus, elles permettent de capter l'ensemble de la VET d'un impact environnemental grâce à la détermination de Consentements à Payer (CAP). Cette deuxième section vise ensuite à présenter les principes et les limites générales de la méthode des choix multiples, à en exposer ses fondements théoriques et à spécifier la forme du modèle économétrique qui sera utilisé, en l'occurrence un Logit multinomial. La troisième section soulève les particularités d'adaptation de cette méthode pour les impacts environnementaux pour lesquelles des propositions d'adaptation sont formulées.

Le troisième chapitre est dédié aux résultats du « couplage », à savoir les résultats d'impacts de l'évaluation environnementale par ACV de scénarios de gestion de déchets et les CAP estimés par la méthode des choix multiples. Dans une première section, la mise en œuvre de l'ACV sur des scénarios de gestion des ordures ménagères résiduelles est détaillée, puis les résultats d'impacts issus de cette évaluation sont analysés et discutés. La deuxième section rappelle dans un premier temps les conditions du déroulement de l'enquête pour la méthode des choix multiples et décrit les caractéristiques de l'échantillon enquêté. Le modèle économétrique retenu, un Logit multinomial est développé sous différentes formes dans le but d'exprimer au mieux les consentements à payer des individus pour les catégories d'impacts environnementaux retenues pour la monétarisation. A titre purement illustratif, ces CAP sont ensuite multipliés aux résultats d'impacts quantitatifs évalués par ACV. La fin de cette deuxième section se termine avec des propositions d'amélioration concernant l'enquête et le modèle économétrique, avec l'introduction d'un *scale parameter* pour mieux prendre en compte l'hétérogénéité individuelle.

Chapitre I

L'évaluation des performances environnementales de la gestion des déchets : de l'ACV à la monétarisation

Introduction

Le contexte actuel français de la gestion des déchets ménagers, et plus précisément du traitement, est particulièrement difficile du fait de la superposition de plusieurs contraintes d'ordre technique, réglementaire et sociétale. La contrainte technique se manifeste par une pénurie des installations de traitement, stockage et incinération essentiellement, pour le flux d'ordures ménagères résiduelles (OMR) alors que les tonnages produits sont en augmentation ou au mieux constants. Par ailleurs, la réglementation impose ou vise à imposer dans les années à venir des contraintes relatives au traitement et à la qualité des OMR traitées. Cela a des conséquences sur les modalités d'organisation de la filière ainsi que sur les coûts de celle-ci supportés par les collectivités. Enfin, les riverains s'opposent de manière générale à l'implantation de toute nouvelle installation de traitement des OMR à proximité de chez eux, rappelant le syndrome *NIMBY*. Cette situation de blocage est liée à des craintes, dont certaines sont infondées, quant aux effets du fonctionnement de ces installations sur la santé humaine et sur l'environnement, et sur les nuisances, essentiellement olfactives, qu'elles sont susceptibles de générer. En outre, ce problème d'acceptabilité sociale est accentué auprès des habitants concernés par le sentiment de ne pas être informé ou d'être mal informé sur les impacts et les nuisances potentielles de la future installation de traitement de déchets. Dans le premier cas, l'absence d'information peut renforcer la théorie d'une mise à l'écart volontaire de la population concernée ; dans le second cas, une information trop complexe et non compréhensible de tous peut donner l'impression d'être manipulé par les décideurs publics.

Ces contraintes et ces situations de conflit nuisent au déroulement du processus décisionnel en gestion des déchets, que ce soit à l'échelle d'un territoire local pour le choix d'une nouvelle installation ou à celle du département pour la révision et la validation du Plan Départemental de Prévention et de Gestion des Déchets Non Dangereux (PDPGDND), qui fixe l'orientation du département pour les douze années à venir en matière de gestion des ordures ménagères. La décision résultant du processus décisionnel repose en théorie sur des critères économiques, sociaux et environnementaux. La réalité diffère cependant de la théorie. Néanmoins, des tentatives existent pour intégrer une évaluation environnementale dans le processus décisionnel de choix de projets de gestion de déchets, et cela pour deux raisons. D'une part, l'évaluation environnementale est rendue obligatoire à l'échelle du département lors de la révision du PDPGDND. D'autre part, pour tenter de faire face aux situations de

bloquée, les décideurs publics souhaitent argumenter leur choix afin de faire accepter la décision, notamment sur le volet environnemental (et santé humaine) qui inquiète les riverains. Dans ce cas, un outil d'évaluation environnementale doit être choisi, de préférence multicritère, pour traiter des différents enjeux environnementaux de la gestion des déchets. L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est d'ailleurs un des outils d'évaluation environnementale les plus utilisés en gestion des déchets.

Cependant, l'intégration d'une évaluation environnementale dans un processus décisionnel de gestion des déchets soulève la question de l'utilisation et de l'appropriation de ces résultats par les différents acteurs concernés. Si le praticien de l'évaluation environnementale souhaite livrer au décideur des résultats « bruts » et multicritères, afin de lui laisser l'arbitrage entre les différents enjeux environnementaux, ce dernier, au contraire, juge trop souvent les résultats multicritères complexes et se satisferait d'un score unique et agrégé pour le volet environnemental. Or donner un score directement agrégé au décideur empêche toute tentative d'appropriation des résultats par les citoyens, et peut aussi être perçue par ces derniers comme une tentative d'opacification de l'évaluation environnementale et de ses résultats.

L'objectif du chapitre premier est de rappeler au lecteur le contexte actuel de gestion des ordures ménagères résiduelles en France, puis de poser les bases de l'Analyse du Cycle de Vie, un des outils d'évaluation environnementale les plus utilisés en gestion des déchets, et de son application dans ce domaine particulier pour aborder au final la question de l'agrégation des résultats dans un but d'intégration dans processus décisionnel.

1- Contexte de la gestion des déchets ménagers et place du Traitement Mécano-Biologique

L'objectif de cette première section est de donner des clefs au lecteur pour la compréhension du contexte actuel de gestion des ordures ménagères résiduelles (OMR), qui s'articulent autour de l'analyse des trois points suivants :

- La gestion des OMR en France, qui souligne l'existence d'une organisation territoriale spécifique constituant également le territoire de décision pour les déchets ménagers.

- La réglementation, qui pointe l'émergence de nouvelles contraintes réglementaires ou à venir sur les modalités de gestion des OMR, et leurs conséquences sur l'organisation de la filière, en termes de traitement essentiellement.

- L'évolution actuelle de la filière de gestion des OMR avec le développement croissant d'installations de traitement mécano-biologique (TMB) en France, et cela au regard de la situation allemande, ainsi que les interrogations soulevées quant aux performances et aux impacts environnementaux de ce type de traitement encore récent en France.

1-1 Quelques définitions

Dans cette partie, les principaux concepts de la gestion des déchets sont décrits. Afin de situer le contexte de gestion des déchets, l'organisation territoriale de la gestion des déchets en France est décrite avant de dresser un bref état des lieux du traitement des ordures ménagères résiduelles.

1-1-1 Déchets et gestion des déchets

L'article L541-11 du Code de l'environnement pose les principales définitions du répertoire sémantique de la gestion des déchets. Selon l'article de loi, un déchet est « toute substance ou tout objet, ou plus généralement tout bien meuble, dont le détenteur se défait ou

¹ Modifié par l'ordonnance n° 2010-1579 du 17 décembre 2010 portant diverses dispositions d'adaptation au droit de l'Union européenne dans le domaine des déchets

dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire ». Dans cette définition, le déchet n'est pas défini au regard de critères physiques, économiques ou de dangerosité. Cependant, la nomenclature déchet ou la « liste de déchets » (annexe II de l'article R541-8 du Code de l'environnement) donne un sens plus concret à ces définitions. Cette nomenclature répertorie l'ensemble des déchets issus des activités économiques et les classe en vingt catégories, qui sont ensuite déclinées plus finement en type ou en flux de déchets. Nous retiendrons les catégories 19 et 20 qui incluent respectivement « les déchets provenant des installations de gestion des déchets » et « les déchets municipaux ».

La gestion des déchets est définie comme: « la collecte, le transport, la valorisation et, l'élimination des déchets et, plus largement, toute activité participant à l'organisation de la prise en charge des déchets depuis leur production jusqu'à leur traitement final, y compris les activités de négoce ou de courtage et la supervision de l'ensemble de ces opérations » (article L514-1 du Code de l'environnement). Cette proposition intègre toutes les étapes de la prise en charge du déchet par la collectivité, dans le cas des déchets ménagers, du pas de porte de l'habitant (production de déchet et collecte) jusqu'à leur élimination finale, en y incluant le traitement et la valorisation.

Le traitement des déchets est défini dans cet article comme « toute opération de valorisation ou d'élimination, y compris la préparation qui précède la valorisation ou l'élimination ». La valorisation consiste en « toute opération dont le résultat principal est que des déchets servent à des fins utiles en substitution à d'autres substances, matières ou produits qui auraient été utilisés à une fin particulière, ou que des déchets soient préparés pour être utilisés à cette fin, y compris par le producteur de déchets ». Enfin, l'élimination est « toute opération qui n'est pas de la valorisation même lorsque ladite opération a comme conséquence secondaire la récupération de substances, matières ou produits ou d'énergie. ».

Après ces définitions réglementaires, d'autres non réglementaires sont ensuite proposées concernant les principaux modes de traitement possibles pour les OMR ou tout ou partie de cette fraction, à savoir l'incinération, le stockage, la méthanisation, le compostage et le traitement mécano-biologique.

On parle communément d'usine d'incinération des ordures ménagères, ou d'UIOM sous sa forme abrégée. Il s'agit d'un procédé de combustion des déchets permettant de récupérer de la vapeur souvent valorisée sous forme de chaleur, destinée dans ce cas à du chauffage urbain, et dans une moindre mesure valorisée sous forme d'électricité ensuite

revendue au réseau. Cette transformation combinée en chaleur et électricité est appelée cogénération. Le traitement des fumées résultant de la combustion engendrent des résidus, les REFOM (résidus d'épuration des fumées d'incinération d'ordures ménagères). Les cendres et les mâchefers sont quant à eux les résidus de la combustion. Ces derniers peuvent être valorisables en remblai routier sous certaines conditions.

Le stockage des déchets ménagers a lieu dans une installation de stockage des déchets non dangereux, plus connue sous son acronyme ISDND. Le stockage de déchets non dangereux consiste en leur enfouissement dans le sol (après une étape de génie civil pour l'élaboration des alvéoles) sous des conditions fortes de perméabilité et de protection du sol, du sous-sol et des aquifères. Au cours du stockage, la dégradation des déchets organiques libère un gaz riche en CO₂ et CH₄, appelé aussi biogaz, qui est récupéré et valorisé sous forme de chaleur et/ou d'électricité par le principe de la cogénération. Les lixiviats ou jus de déchets résultant de la percolation de l'eau de pluie dans le massif de déchets sont récupérés et traités.

Le compostage est un procédé de traitement biologique par voie aérobie de la matière organique biodégradable. Le produit issu de cette dégradation est appelé compost, pouvant être valorisé en fertilisant et amendement organique s'il respecte les critères de qualité définis dans la norme NFU-44 051.

La méthanisation, ou encore digestion anaérobie, est un procédé de traitement biologique par voie anaérobie de la matière organique biodégradable. La dégradation anaérobie des déchets produit du biogaz, composé principalement de CH₄ et CO₂, ainsi qu'un digestat, résidu pâteux ou liquide pouvant ensuite être co-composté avec un structurant. Le biogaz issu de la méthanisation est valorisable au même titre que celui produit en stockage.

Le traitement mécano-biologique (TMB) dispose de plusieurs définitions, selon l'échelle de territoire à laquelle la définition s'applique, et selon la position institutionnelle de l'organisme qui propose la définition. Au niveau de l'Union européenne, le BREF de 2006 sur le *Waste treatment Industries* [6] propose une définition du TMB en lien avec ses objectifs globaux « Le TMB est généralement conçu pour récupérer de flux de matières, avec un ou plusieurs objectifs, et pour stabiliser la fraction organique des OMR. Les avantages pratiques du TMB concernent avant tout la réduction des volumes de déchets et la diminution de leur teneur en matière organique, qui sont envoyés en stockage ultime ». L'ADEME définit le TMB comme une imbrication étroite de plusieurs opérations de traitements (et de tri) mécaniques et biologiques. Le traitement et le tri mécanique visent à fractionner les déchets et à isoler certains éléments valorisables en tant que matériaux, déchets fermentescibles ou déchets à fort pouvoir calorifique (PCI). Le traitement biologique, tel que le compostage, la

méthanisation, transforment la fraction fermentescible en produits valorisables ou stabilisés. Les refus de tri sont envoyés en traitement ultime, en d'autres termes en incinération ou en stockage.

Les différents modes de traitement des OMR présentés ci-dessus s'articulent entre eux de la façon représentée schématiquement sur la Figure 1.

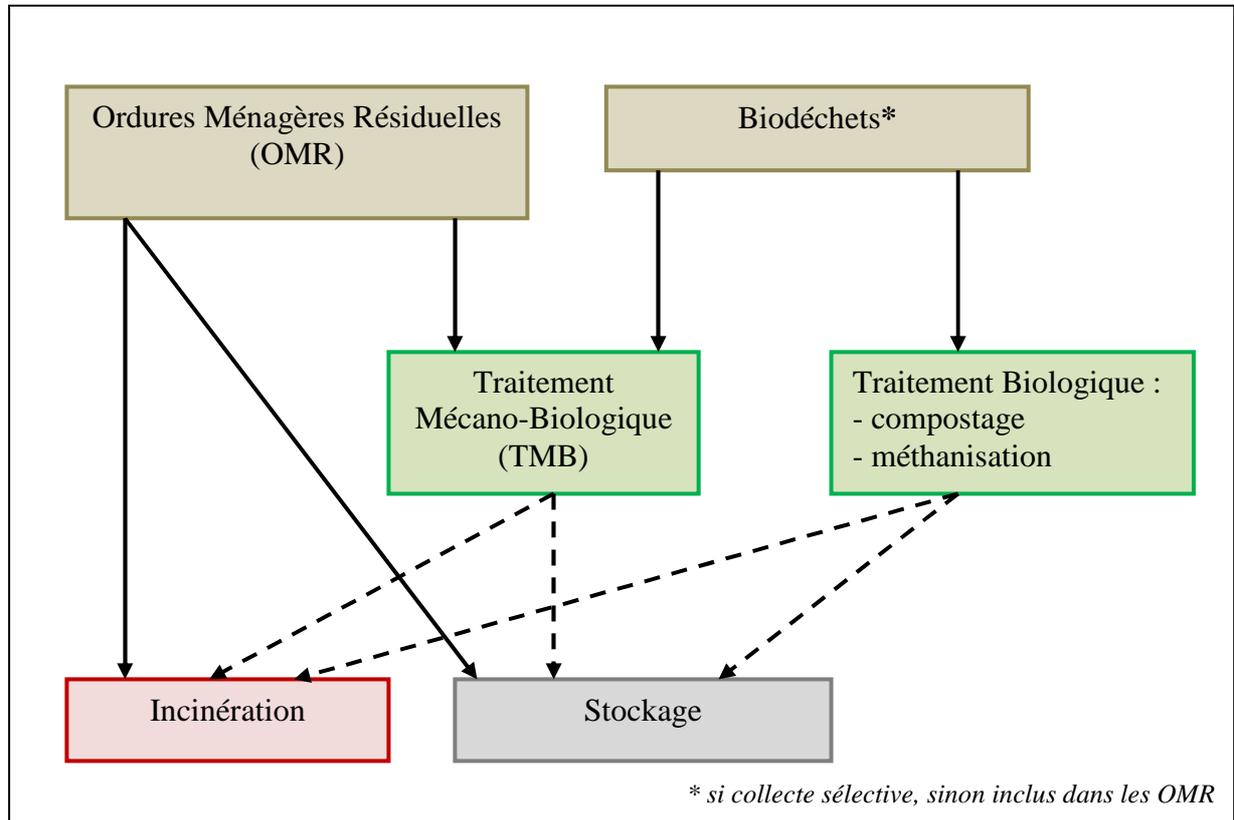


Figure 1 : Schéma des principaux modes de traitement des OMR en France

1-1-2 Modalités de la gestion des déchets sur le territoire français

Les quelques définitions présentées précédemment et relatives à la gestion des OMR montrent que plusieurs modes de traitement et de collecte sont envisageables. Les modalités opérationnelles de gestion des OMR et plus globalement des déchets ménagers s'exercent en France à un échelon territorial spécifique de l'organisation administrative française.

La population française est répartie entre 26 régions², 100 départements, dont quatre d'Outre-Mer, et enfin 36 682 communes, dont 112 dans les DOM. Les communes, départements et régions – Outre-Mer inclus – forment l'ensemble des collectivités territoriales françaises, auquel s'ajoutent également quelques collectivités à statut particulier. La région, devenue en 1986 une collectivité territoriale à la suite des lois de décentralisation, est la structure de l'administration locale française.

Si les compétences fondamentales relatives à la gestion locale du territoire incombent initialement aux communes, une grande majorité d'entre elles est transférée à l'échelon territorial supérieur. L'idée de regrouper certaines compétences des communes, et notamment celle de la gestion des déchets, au sein d'instances « supra-communales » afin de faciliter leur mise en œuvre, a donné lieu à l'intercommunalité. Ce transfert de compétences s'effectue vers des Etablissements Publics de Coopération Intercommunale (EPCI) selon deux formes principalement, les syndicats et les communautés.

L'appellation syndicat regroupe les SIVU- syndicats à vocation unique, les SIVOM- syndicats à vocation multiples et les SM-syndicats mixtes. Dans les deux premiers cas, seules des communes peuvent y adhérer, alors que pour le syndicat mixte, l'adhésion est possible pour des EPCI d'ordre et de nature différente : SIVU, SIVOM, communautés, communes. Les syndicats mixtes dédiés à la gestion des déchets sont plus connus sous l'abréviation de SMICTOM, pour syndicat mixte de collecte et de traitement des ordures ménagères. Le regroupement sous forme de syndicat ne nécessite pas de transfert obligatoire de compétences, ce sont les adhérents au syndicat qui choisissent les compétences qu'ils vont transférer. En outre, chaque adhérent peut accepter le transfert d'une compétence au syndicat, mais pas d'une autre. Enfin, la spécificité des syndicats par rapport aux EPCI à fiscalité propre est justement que le financement est essentiellement non fiscal. Le financement des syndicats provient essentiellement des contributions des communes ou EPCI membres, mais aussi de ressources fiscales spécifiques, la TEOM (Taxe d'Enlèvement sur les Ordures Ménagères), ou de la facturation du service rendu, la REOM (Redevance d'Enlèvement des Ordures Ménagères).

Les communautés regroupent les Communautés de Communes (CC), les Communautés d'Agglomération (CA) et les Communautés Urbaines (CU). Ces trois niveaux de communauté se distinguent essentiellement entre eux par la taille des communes

² Incluant la Corse, collectivité territoriale le plus souvent assimilée à une région.

regroupées, en termes de population, et par le type et le nombre de compétences que les communes doivent obligatoirement transférer. Il n'existe pas d'adhésion « à la carte » comme pour les syndicats, ce qui rend le transfert plus rigide pour les communautés. Les communautés sont des EPCI à fiscalité propre et se rémunèrent sur les impôts locaux. On notera que les Communautés d'Agglomération, qui doivent entre autres regrouper plus de 50 000 habitants, sont majoritaires en termes de population, au regard des autres formes de communautés. Elles rassemblent plus de 55% de la population adhérant à une communauté.

Concernant la collecte et/ou le traitement des déchets ménagers, le transfert de compétences depuis la commune vers un EPCI est généralisé, puisque 95% de la population appartient à une commune ayant transféré tout ou partie de sa compétence déchets (collecte et traitement) à un structure intercommunale [7].

La mise en œuvre de la gestion des déchets sur les territoires est réalisée selon trois formats de gestion des services publics : la régie, la prestation de service, également appelée la régie à l'entreprise ou encore la gestion semi-directe, et la délégation de services publics. Lorsque le service est effectué en régie, c'est la collectivité compétente qui en exécute elle-même la gestion, avec son propre personnel. Les principes de la régie sont définis dans le Code Générale des Collectivités Territoriales. La prestation de service est majoritaire dans le domaine des déchets, elle est encadrée par le Code des Marchés Publics. La collectivité compétente fait appel à un prestataire qu'elle rémunère par un prix qu'elle aura fixé. Dans ce cas d'achat de prestation, le risque financier est intégralement porté par la collectivité. La délégation de service public est encadrée en majeure partie par la Loi Sapin. La collectivité délègue l'exploitation du service à une entreprise, le délégataire, qui en prend alors la responsabilité. Contrairement au prestataire, la rémunération du délégataire est substantiellement liée aux résultats de l'exploitation du service. Ainsi, seul le délégataire supporte le risque financier de l'exploitation.

Indépendamment du type d'autorité organisatrice compétente et du format de la gestion du service, les collectivités locales disposent également de deux systèmes de rémunération du prix du service, à savoir la Taxe d'Enlèvement des Ordures Ménagères (TEOM) ou la Redevance d'Enlèvement des Ordures Ménagères (REOM).

La taxe, comme son nom l'indique, est un impôt prélevé avec la taxe foncière sur les propriétés bâties. Elle est fonction de la valeur locative du logement. C'est donc le contribuable qui paie le prix du service, alors non proportionnel au service rendu. Dans ce cas,

le recouvrement du coût du service est assuré en partie par la TEOM, en complément du budget général de la collectivité, et de la redevance spéciale si elle existe. Le budget du service n'est donc pas séparé des autres dépenses de la collectivité. En France, la TEOM prédomine largement et concerne 86% de la population en 2011 [8].

La redevance, en revanche, facture à l'utilisateur le prix du service rendu. Dans ce cas, le service public devient industriel et commercial, un SPIC. Le budget alloué au service est séparé du budget général de la collectivité et est équilibré par le seul montant de la redevance. A l'échelle d'une collectivité, le montant global de la redevance est proportionnel au service rendu, cela ne signifie pas pour autant que l'utilisateur paie selon la quantité et la qualité de ses déchets produits. On parlera justement de redevance incitative (RI) [9] lorsque la tarification prend en compte la quantité et/ou la qualité des déchets de l'utilisateur, dans le but de réduire les quantités d'ordures ménagères résiduelles et d'améliorer la qualité du tri de l'habitant. Cependant, la redevance, et *a fortiori* la redevance incitative, est peu utilisée sur le territoire français. Selon l'ADEME [10], seules 30 collectivités regroupant 613 000 habitants étaient passées à la RI en 2009, soit moins de 1% de la population française. Ce système de tarification est pourtant appelé à se développer dans les prochaines années, comme l'incite le Grenelle de l'Environnement. Cinquante-sept nouvelles collectivités sont actuellement en phase de mise en œuvre de la RI et seront opérationnelles courant 2012. Cela concernera 1,5 million d'habitants supplémentaires. Plus de 2 millions d'habitants seront donc soumis à la RI d'ici fin 2012, soit environ 3% de la population. Enfin, cent vingt-sept autres collectivités ont lancé une étude de faisabilité pour la mise en place de la RI sur leur territoire. Cela représente potentiellement 4,4 millions d'utilisateurs. Si toutes passent à la RI, alors 10% de la population pourrait être concernée d'ici quelques années (horizon 2015-2020).

1-1-3 Production de déchets et installations de traitement

La production des déchets se répartit entre différents secteurs d'activité. Les déchets ménagers ne représentent que 31 Mt sur les 868 Mt produites annuellement (cf. Tableau 1).

Tableau 1 : La production de déchets en France selon le secteur d'activité, données 2006 [11]

Production de déchets						868 Mt	
Déchets des collectivités 14 Mt	Déchets des ménages 31 Mt		Déchets des entreprises 90 Mt		Déchets de l'agriculture et de la sylviculture 374 Mt	Déchets d'activité de soins 0,2 Mt	Déchets du BTP 359 Mt
Voirie Marchés Boues Déchets verts	Encombrants et déchets verts 11Mt	Ordures ménagères (sens strict) 20 Mt	Déchets non dangereux (DIB) 84 Mt dont collectés avec OM 5 Mt	Déchets dangereux 6 Mt	Elevages Cultures Forêts		
Déchets municipaux 50Mt							
Déchets ménagers et assimilés DMA 36 Mt							

Le Tableau 1 permet d'une part de replacer le contexte de gestion des déchets ménagers (ou déchets des ménages) et des OMR au regard des autres secteurs d'activité. Les Déchets Ménagers et Assimilés (DMA) contribuent à moins de 5% de la production totale de déchets. Or les DMA incluent les OMR mais aussi les produits de la collecte sélective, les apports des ménages en déchetterie d'encombrant et de déchets verts (DV), ainsi que les Déchets Industriels Banals (DIB)- également appelés déchets des entreprises non dangereux- collectés dans les mêmes conditions que les ordures ménagères. Au final, la production des déchets ménagers, et *a fortiori* des OMR, ne représente qu'une part insignifiante au regard de la production nationale totale. Si la réflexion menée dans le cadre de cette thèse est centrée sur la problématique de gestion de la fraction organique des OMR, la question de la gestion des déchets biodégradables devrait être discutée à une échelle plus globale, inter-secteurs d'activité. Cependant, les politiques actuelles font que la gestion des déchets est segmentée par secteur d'activité et non pas par nature de déchets.

D'autre part, le Tableau 1 met en évidence la difficulté de classement des différents flux produits par les ménages. Les terminologies utilisées ne sont pas toujours claires et compréhensibles. Ainsi, les ordures ménagères (OM) au sens strict, récemment renommées ordures ménagères et assimilées (OMA), sont composées des déchets issus uniquement de l'activité domestique quotidienne des ménages, collectés soit par la collecte traditionnelle des ordures ménagères résiduelles, soit par les différentes collectes sélectives (hors déchetterie, collectes d'encombrants) pour les métaux, le papier, le carton, le plastique et le verre. A cette liste s'ajoute aussi le flux de biodéchets (déchet de cuisine et de jardin) pouvant faire l'objet

d'une collecte sélective. Ce flux devient soit des « OMR au sens large » si les DIB sont ajoutés, soit des « déchets ménagers » si les apports d'encombrants et de DV en déchetterie sont comptabilisés avec.

Les OMR sont composées majoritairement de la fraction fermentescible, représentant un tiers du poids total (cf. Figure 2).

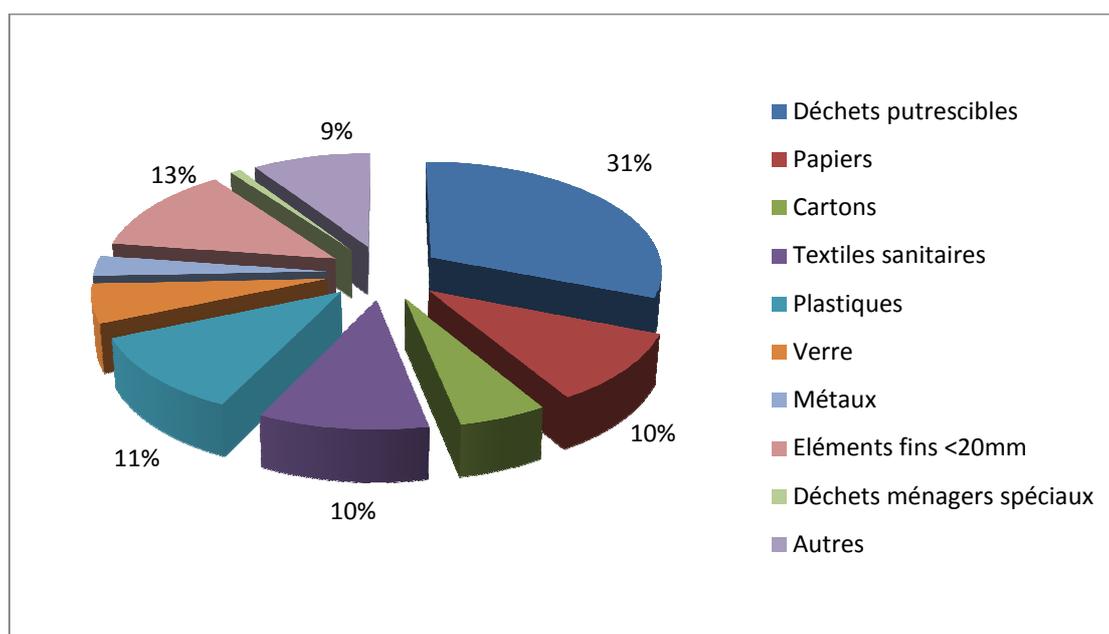


Figure 2 : Composition moyenne nationale des ordures ménagères résiduelles en 2007 [12]

Cette fraction fermentescible des ordures ménagères, appelée FFOM, peut être directement triée à la source par la mise en place d'une collecte sélective dite de « biodéchets », ou peut rester dans la poubelle grise, et faire ou non l'objet d'un tri et d'un traitement biologique ultérieur. La question d'une collecte sélective et d'un traitement spécifique mérite donc d'être posée.

En France, la collecte sélective des biodéchets commence à se développer. 1,19 Mt de biodéchets et déchets verts ont été collectés sélectivement en 2009 [13], soit environ 6% des OMR. Cette collecte de biodéchets concerne environ un tiers de la population, ce qui représente 51kg/an/habitant desservi. On constate une légère augmentation du tonnage collecté par rapport à 2007, de l'ordre de 5%.

Selon les dernières données de l'ADEME, 19,2 Mt d'OMR ont été collectées en 2009, représentant une performance moyenne de 299kg/hab/an. Cela représente une diminution

d'environ 5% du tonnage collecté par rapport à 2006, où la performance moyenne était de 316 kg/hab/an.

Seul un tiers de la population française bénéficie d'une collecte sélective de biodéchets/déchets verts, faisant ensuite l'objet d'un traitement biologique spécifique (compostage, méthanisation). Par conséquent, au moins deux tiers des OMR contiennent encore l'intégralité des déchets putrescibles. Or l'incinération et le stockage demeuraient en 2006 les voies de traitement prioritaires de ces OMR, comme le montre la Figure 3.

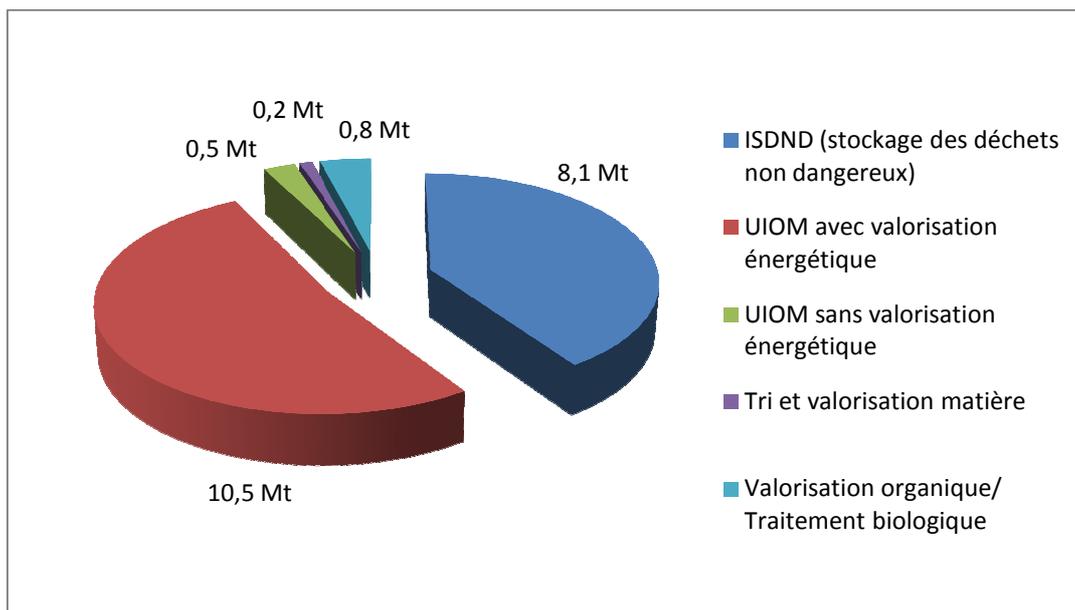


Figure 3 : Répartition des traitements des OMR en France en 2006 [14]

Ces deux modes de traitement ne sont pas particulièrement adaptés pour la matière organique. Dans le cas de l'incinération, les OMR incinérées ont une forte teneur en eau, donc un faible PCI, ce qui diminue le rendement énergétique sur l'installation. Dans le cas du stockage, les déchets enfouis ne sont pas stabilisés et la fraction biodégradable des OMR fermente dans le temps. Cela nécessite de mettre en place un système de récupération du biogaz émis lors de la dégradation de la matière organique. Enfin, le traitement des OMR par TMB (valorisation organique/traitement biologique) était également marginal en 2006. Moins d'1 Mt d'OMR était traité sur ce type d'installation. En l'état actuel, la gestion de la fraction organique des OMR n'est pas résolue.

1-2 Emergence de contraintes réglementaires au regard de la gestion de la fraction organique

Ces dernières années, des contraintes réglementaires liées à la gestion des OMR et de leur fraction organique ont émergé et concernent la hiérarchisation des modes de traitement ainsi que la réduction des tonnages enfouis à travers deux directives européennes et la mise en œuvre du Grenelle de l'Environnement en France. Il apparaît intéressant d'examiner comment ces réglementations peuvent éventuellement amener à réorienter la politique de gestion des OMR et des biodéchets dans les années à venir en France, sachant qu'il existe une inertie entre la détermination d'objectifs et la mise en œuvre de moyens pour les atteindre.

1-2-1 Hiérarchisation des modes de traitement

La directive européenne 2008/98/CE [15] donne aux Etats Membres les lignes directrices à suivre en matière de gestion de déchets. La directive met ainsi l'accent sur la prévention et la réduction de la production de déchets, en quantité et en nocivité. Pour cela, elle fixe comme première priorité la valorisation des déchets par recyclage, réemploi et réutilisation puis comme seconde priorité la valorisation énergétique des déchets. Elle insiste aussi sur la réduction des impacts environnementaux et les atteintes à la santé humaine en demandant aux Etats Membres de mettre en œuvre les meilleures techniques disponibles (MTD). Elle incite donc les Etats Membres à privilégier des modes de traitement conduisant à un fort taux de valorisation matière aux dépens de la valorisation énergétique, tout en limitant les impacts sur l'environnement et la santé humaine. La valorisation matière inclut la récupération de « matériaux secs » (déchets d'emballage) et de la fraction fermentescible des déchets par production de compost. Cette voie de traitement, au regard de la hiérarchie, devrait être privilégiée en amont d'une valorisation énergétique. Sans pour autant fixer de contraintes réglementaires, la directive devrait inciter les Etats Membres à développer un traitement dédié pour la fraction organique, qu'il y ait ou non tri à la source des biodéchets.

La notion de MTD fait référence à la directive IPPC n°2008/1/CE [16] sur la prévention et le contrôle intégré de la pollution. Cette directive, dont la première version

remonte à 1996³, vise à atteindre un niveau élevé de protection de l'Environnement à l'échelle de l'Union Européenne. Pour cela, la directive a pour objectifs pratiques d'améliorer le fonctionnement et le contrôle des processus industriels. La directive repose sur quatre principes, dont celui de recourir à des techniques considérées comme MTD, sachant que ces MTD dépendent entre autres du contexte local. L'activité de gestion des déchets, dangereux et non dangereux, est concernée par cette directive.

Le concept MTD est défini par l'article 2 de la directive IPPC mais peut se résumer à l'utilisation de procédures et de procédés déjà éprouvés industriellement et « les plus éco-efficients à un coût acceptable » [17]. Pour permettre l'échange et la diffusion des MTD entre les industriels européens et les divers Etats Membres, les rapports/documents BREF⁴ ont été créés. Ces documents ont deux objectifs. D'une part, ils listent l'ensemble des procédés existants reconnus comme MTD et déjà éprouvés industriellement. D'autre part, ils sont un outil d'aide à la décision, tant pour les industriels que pour les autorités compétentes des Etats Membres. En aucun cas les BREF ont une valeur réglementaire ; ils ne fournissent que des orientations techniques [18]. Deux BREF sont d'ailleurs dédiés aux activités de la gestion des déchets, le « *Waste Treatments Industries* » [6] et le « *Waste Incineration* » [19].

1-2-2 Directive « décharge »

Si la directive européenne 2008/98/CE ne fixe pas d'objectifs de résultats pour la valorisation organique des déchets, la directive européenne 99/31/CE [20] relative à la mise en décharge des déchets incite les Etats Membres à promouvoir la valorisation organique en fixant des objectifs progressifs de réduction de la fraction organique enfouie. En 2016, la quantité de déchets municipaux biodégradables à enfouir ne devra pas excéder 35% en masse de la quantité de déchets municipaux biodégradables produits en 1995.

Cette directive propose un objectif global pour les déchets municipaux biodégradables. Ce ne sont pas seulement les biodéchets mais aussi les déchets verts collectés en déchèterie ainsi que les déchets des collectivités qui sont visés (cf. Tableau 1). La directive focalise donc l'action à la fois sur le flux de biodéchets/déchets de jardin capté en collecte en porte-à-porte, sur les déchets verts collectés en déchèterie et sur les déchets de marché et les DV gérés par la collectivité. Les acteurs de la gestion des déchets en France ont pu mener plusieurs actions en

³ Directive IPPC n°96/61/CE, abrogée par la directive 2008/1/CE

⁴ BREF pour BAT- REFerences, et BAT pour Best Available Technique (MTD en français)

parallèle pour atteindre les objectifs de la directive. Ils se sont d'abord focalisés sur la valorisation organique des déchets verts collectés en déchetterie, flux plus facilement mobilisable que les biodéchets de la collecte sélective, en poursuivant le développement de plates-formes de compostage dédiées. Ils se sont également intéressés à la valorisation de la fraction organique des OMR, qu'elle soit en mélange ou collectée sélectivement en tant que « biodéchet », en proposant et en développant des installations de TMB.

1-2-3 La mise en œuvre du Grenelle de l'Environnement

Le Grenelle de l'Environnement a été lancé en Mai 2007 par le gouvernement français afin de faire émerger des propositions d'action en faveur de l'écologie et du développement durable [21]. Dans cet objectif, des groupes de travail regroupant l'Etat, les collectivités locales, les ONG, les employeurs et les employés ont été constitués. Au terme de ce processus, des engagements ont été pris par l'Etat en faveur de l'environnement. A partir de 2008, certains de ces engagements ont été rendus effectifs par la création et l'adoption de textes législatifs.

La loi n°2009-967 [22] relative à la mise en œuvre de ce Grenelle de l'Environnement reprend dans l'article 46 les lignes directrices des directives européennes 2006/12/CE [23] et 2004/12/CE [24]. Pour ce faire, il est projeté de réduire la production d'ordures ménagères résiduelles et assimilées de 7% par habitant sur les cinq prochaines années, en partant de 360 kg par habitant et par an (soit en moyenne une réduction de 5kg/hab/an). L'objectif est de réduire de 15% d'ici 2012 les quantités de déchets envoyés en incinération et en stockage. D'autre part, le taux de recyclage matière et organique des déchets ménagers et assimilés devra atteindre 35% en 2012 et 45% en 2015, alors que le taux de recyclage des déchets d'emballages ménagers et des déchets des entreprises (DIB) devra atteindre 75% en 2012. Enfin, l'article de loi souligne la nécessité d'encourager la méthanisation et le compostage de la fraction fermentescible des déchets, avec l'obtention d'un sous-produit, le compost, dont la qualité sanitaire et agronomique est garantie.

Cette loi du Grenelle de l'Environnement affirme la prévalence de la réutilisation, du tri, de la valorisation matière et du recyclage sur les autres modes de gestion des déchets, à savoir l'incinération et l'enfouissement. Cette volonté de réduire la quantité des déchets résiduels a joué en faveur du TMB et des installations de traitement biologique de biodéchets/déchets verts et a accentué leur développement ces dernières années. La tendance

pourrait se poursuivre dans les prochaines années à venir. Toutefois, aucune exigence de qualité sur les déchets à enfouir, notamment en termes de biodégradabilité⁵, n'a été fixée dans cette loi.

Ces réglementations françaises et européennes présentent des objectifs à plusieurs niveaux mais cohérents pour la gestion de la fraction organique. Ils peuvent être généraux et toucher l'ensemble des déchets municipaux avec la directive décharge [20], ou spécifiques au flux d'OMR avec la loi du Grenelle de l'Environnement [22]. Les actions de réduction et de valorisation de la fraction organique sont menées sur l'ensemble des déchets municipaux mais elles sont donc renforcées pour le flux d'OMR. Ce contexte réglementaire incite notamment à valoriser la fraction organique des OMR, la FFOM, et est ainsi favorable au développement du TMB. En effet, pour répondre à cette attente, les collectivités ont opté soit pour la mise en place d'une collecte sélective de biodéchets avec traitement dédié, soit pour l'implantation d'une installation de TMB permettant de traiter la fraction organique à partir des OMR. Néanmoins, les objectifs portent seulement sur des réductions de quantité à enfouir et n'intègrent pas de critères de biodégradabilité.

1-3 Essor des installations de TMB en France

Les réglementations nationales et européennes tendent à inciter les acteurs de la gestion des déchets à traiter spécifiquement la fraction organique contenue dans les OMR avec des objectifs de réduction généraux et nationaux.

Pour réduire la fraction organique des OMR envoyées en stockage ou en incinération, deux possibilités principales existent en France : mettre en place une collecte sélective de biodéchets/déchets de jardin et avoir un traitement dédié ou garder une collecte « classique » des OMR et les envoyer sur un traitement mécano-biologique. Les objectifs sont les mêmes dans les deux cas. Outre réduire la fraction organique, et donc la biodégradabilité des déchets, cela permet de produire du compost et/ou du biogaz, selon les procédés utilisés. Dans le cas de la collecte sélective, se pose surtout la question de la rentabilité du service, en termes de moyens déployés par rapport au flux capté. Dans le cas du TMB, cela soulève différentes

⁵ La biodégradabilité est liée au carbone biogénique encore contenu dans le déchet et à sa capacité à se dégrader sous forme de CO₂ ou de CH₄ selon des conditions respectivement aérobioses ou anaérobioses. Plus la biodégradabilité est faible et plus le déchet stocké sera stable dans le temps. L'intérêt est donc d'obtenir un déchet stabilisé, donc faiblement biodégradable, avant enfouissement.

questions d'acceptabilité sociale. Certaines sont liées à l'image que renvoie le TMB, avec par exemple la production d'un compost issu d'ordures ménagères (et non de biodéchets « purs »), d'autres aux nuisances que ce type d'installation est susceptible d'engendrer sur son lieu d'implantation, ces nuisances pouvant altérer plus ou moins fortement la qualité de vie des riverains. La question de la qualité du compost obtenu à l'issue du traitement pour une utilisation agricole est également au centre des débats de la mise en place du TMB.

Cela fait moins d'une dizaine d'années que le TMB se développe en France. De ce fait, peu de retours d'expériences sont disponibles. En revanche, certains de nos voisins européens sont familiers avec ce procédé de traitement depuis plus de vingt ans, notamment l'Allemagne, pionnière sur ce sujet. Pour tenter de mieux comprendre la problématique TMB, les principaux facteurs de développement du TMB en Allemagne et l'état actuel du parc d'installations sont présentés dans cette partie. La situation du TMB en France est ensuite rapidement passée en revue avant d'aborder la question des performances environnementales sur ce type d'installations.

1-3-1 L'Allemagne un pays précurseur

➤ *Origine du développement du TMB en Allemagne*

L'Allemagne est un pays précurseur pour la gestion de la FFOM, et a devancé la directive européenne 99/31/CE, avec l'entrée en vigueur en 1993⁶ de la *TASi* [25], une instruction technique réglementaire qui rend obligatoire le prétraitement des ordures ménagères, ceci afin de ne pas dépasser le taux de 5% de matière organique dans les déchets à enfouir [26].

Si l'intensification de la collecte sélective des biodéchets permet de réduire le taux de matière organique en décharge, elle ne permet pas d'atteindre le taux de 5% dans le déchet résiduel exigé par la *TASi*. L'incinération a alors été initialement perçue comme le seul mode de traitement permettant de respecter la *TASi*. D'autres technologies ont ensuite été développées, dont le TMB. Ce mode de traitement a été reconnu par le ministère de l'Environnement comme une alternative de prétraitement avant enfouissement, au même titre que l'incinération [27], sous réserve d'y adjoindre de fortes contraintes environnementales.

⁶ Les politiques ont cependant laissé un délai de douze ans aux exploitants pour être en conformité avec la *TASi*, les infractions réglementaires à cette loi étant pénalisables à partir du 1^{er} Juin 2005.

Des réflexions ont été menées à ce sujet pour aboutir en 2001 à deux lois, l'une portant sur les émissions gazeuses issues des TMB, la *30. BImSchV* [28], l'autre portant sur les critères de qualité du déchet avant enfouissement, l'*AbfAbIV*. La première loi fixe des valeurs seuil d'émissions gazeuses aussi fortes que pour l'incinération. La seconde impose pour les déchets enfouis des critères de biodégradabilité via la mesure de trois paramètres que sont l'*AT₄*, activité respirométrique après quatre jours, le *GB₂₁*, le dégagement de biogaz après vingt-et-un jours et le carbone organique total, ainsi qu'un critère sur leur PCI, celui-ci devant être inférieur à 6 000 kJ/kg de MS.

Le TMB s'est donc essentiellement développé en Allemagne sur l'intervalle 1993-2005, entre l'entrée en vigueur de la *TASi* et son application effective, modifiant par conséquent la filière de traitement des ordures ménagères.

➤ *Typologie du TMB en Allemagne*

L'émergence du TMB en Allemagne est essentiellement due à la volonté de développer une alternative à l'incinération dans un contexte strict d'obligation de prétraitement des ordures ménagères résiduelles. Pour parvenir à ce résultat, les combinaisons de traitement mécanique et biologique du TMB doivent permettre d'extraire la fraction à fort potentiel énergétique et de réduire la biodégradabilité de la fraction organique. La réduction de la biodégradabilité est réalisée avec un traitement biologique, qui aboutit à l'obtention d'un produit stabilisé, le stabilisat. La récupération par un tri mécanique d'une fraction dite à haut PCI (ou « CSR » pour combustibles solides de récupération), composée essentiellement de plastiques, abaisse le potentiel énergétique du stabilisat à enfouir. Il n'existe pas de typologie type pour les installations de TMB en Allemagne. Néanmoins, les principaux procédés de traitement biologique rencontrés sur ces installations sont dressés sur la Figure 4.

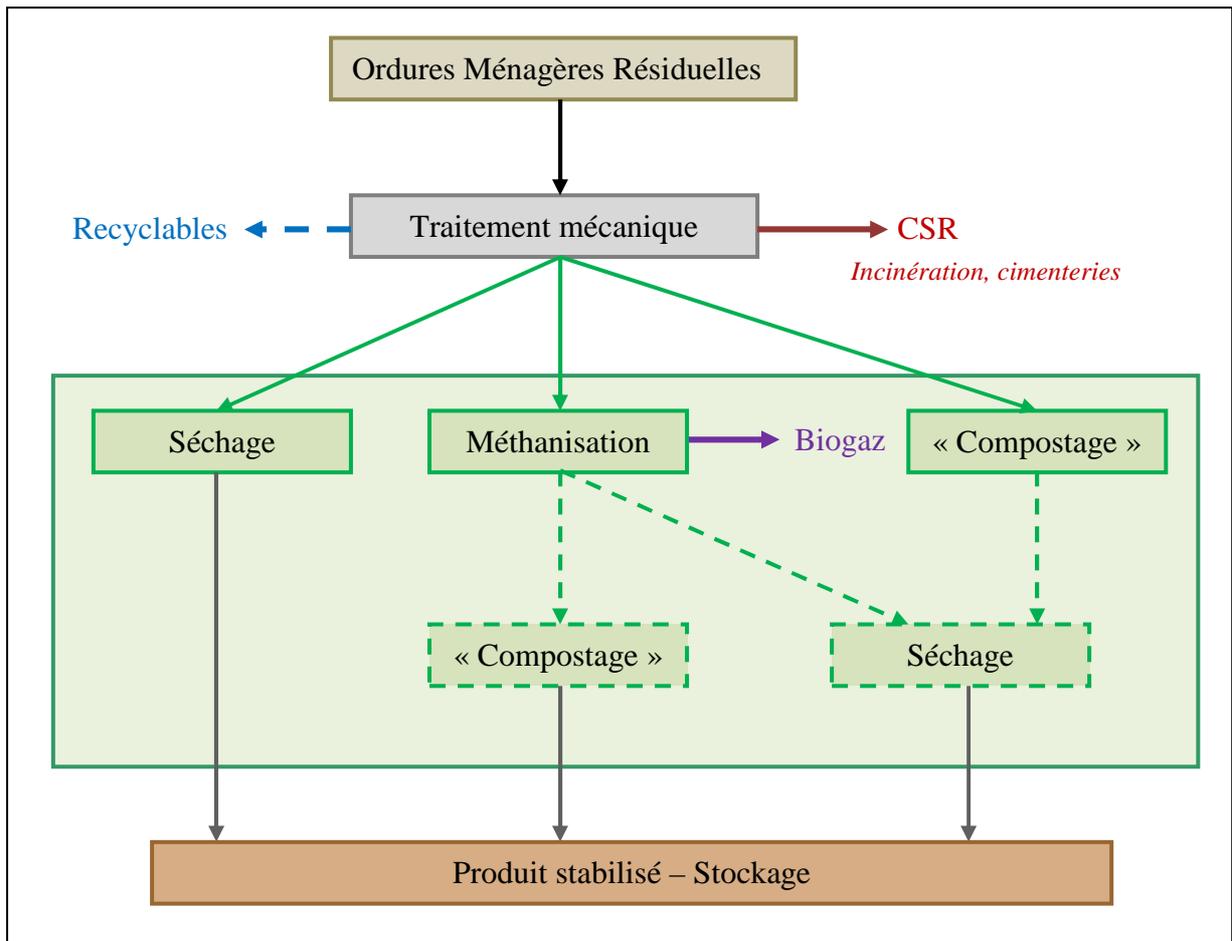


Figure 4 : Typologie moyenne des installations de traitement mécano-biologique en Allemagne en 2010, à partir des données de l'ASA Steckbriefe [29]

L'étape de traitement mécanique est plus ou moins poussée, selon les flux entrants et selon les objectifs souhaités en termes de récupération matière (verre, métaux, plastiques). Les procédés de traitement biologique que sont le séchage, la méthanisation, et le compostage peuvent être utilisés séparément, successivement, ou parallèlement sur les TMB. Le recours à la méthanisation permet en outre de produire du biogaz qui sera valorisé énergétiquement. Par ailleurs, l'appellation « compostage » désigne ici l'étape de dégradation aérobie, même si le produit résultant n'a pas les propriétés d'un compost.

➤ *Etat du parc de TMB en Allemagne*

La période 2001-2005 a connu une phase importante de planification et de construction de TMB sur le territoire allemand, pour atteindre quarante-cinq⁷ installations en fonctionnement en 2007 [30]. Trente-quatre installations de TMB étaient en service en 2005, année de mise en application de la TASI, contre 15 en 2004. Le parc de TMB en Allemagne semble désormais avoir atteint son rythme de croisière. On dénombre effectivement 44 installations de TMB en 2010, au sens de la définition française que nous avons fournie dans le paragraphe 1-1-1, pour une capacité de d'environ 5,5 Mt [29]. Il semble peu probable que le nombre d'installations continue d'augmenter dans un contexte où la production de déchets vise à être réduite, d'autant plus que le TMB reste en concurrence avec l'incinération qui doit fonctionner à capacité nominale dans la mesure du possible.

1-3-2 Etat des lieux en France

➤ *Contexte du TMB, intérêts et objectifs en France*

En référence aux priorités de traitement définies par les lois nationales et européennes, la France doit aussi privilégier la valorisation matière, y compris la valorisation de la fraction organique, à la valorisation énergétique. Cependant, plusieurs faits démarquent la France de l'Allemagne. En France, d'un point de vue réglementaire, il n'y a ni d'obligation de prétraitement des déchets avant enfouissement, avec contrôle par des critères de biodégradabilité, ni d'interdiction de valoriser en amendement organique le produit de compostage d'OMR. D'un point de vue contextuel, la collecte sélective des biodéchets et/ou déchets verts (hors déchèterie) est moins développée qu'en Allemagne. Seules 1,19 Mt de ces déchets sont collectées par an, avec 33% de la population desservie par une collecte de biodéchets et/ou déchets verts [13]. Pour plus de deux tiers des foyers français, cette fraction est collectée en mélange avec la poubelle résiduelle.

Deux tendances semblent donc se dégager en France pour gérer la FFOM et répondre ainsi aux contraintes réglementaires. La France peut intensifier la collecte sélective de FFOM et traiter spécifiquement ce flux de déchets sur des unités de compostage/méthanisation, afin

⁷ Nous ne considérons pas comme TMB les installations qui n'incluent pas d'étape de traitement biologique. En Allemagne, les MPS, stabilisation mécano-physique, sont généralement comptabilisés avec les autres TMB. Ce chiffre exclut donc les installations sans traitement biologique.

de produire un compost de qualité destiné à l'épandage. La poubelle résiduelle peut être soit incinérée, soit dirigée sur un TMB qui produit un stabilisat envoyé ensuite en stockage. La France peut en revanche privilégier la collecte en mélange et dans ce cas la collecte sélective des biodéchets n'est plus une nécessité. Collectés en mélange avec la poubelle résiduelle, ils sont traités sur des TMB par compostage/méthanisation. Un traitement mécanique plus poussé doit permettre d'obtenir également un compost destiné à l'épandage, si toutefois sa qualité le permet. Pour résumer la situation, dans le premier cas, un effort national est créé pour favoriser le tri à la source des déchets et le déchet traité en TMB est uniquement destiné au stockage. Dans le deuxième cas, la collecte sélective de la FFOM n'est pas spécialement encouragée et les OMR traitées en TMB peuvent soit être valorisées en compost, si la qualité est suffisante, soit envoyées en stockage. Aucune ligne directrice ne semble émerger actuellement au niveau national, même si l'ADEME émet des avis de réserve sur le TMB [31] et sur la qualité des composts en sortie, pas toujours conformes avec la norme NFU 44 051. De ce constat, des typologies de TMB propres au contexte français ont été dressées, qui sont synthétisées sur la Figure 5.

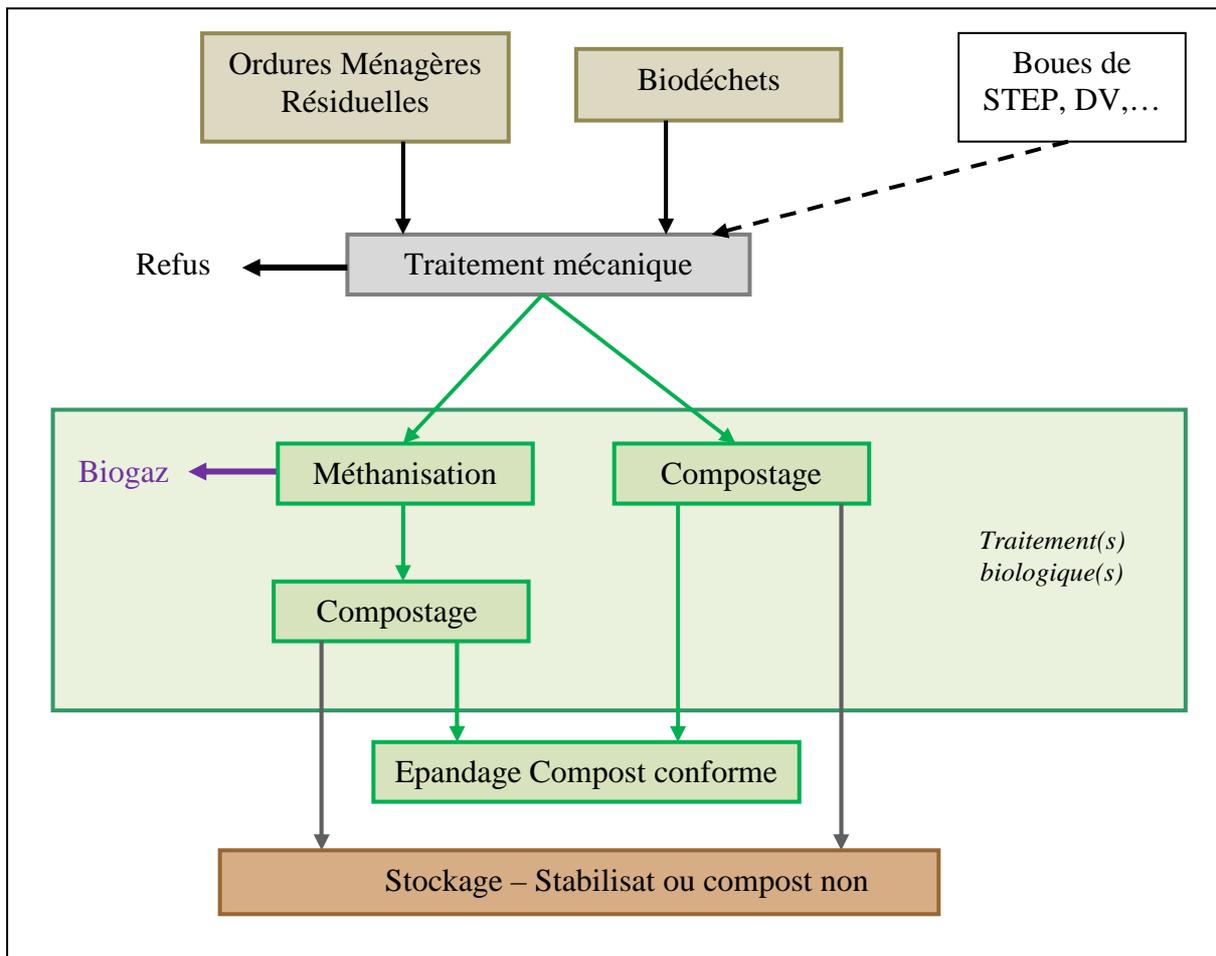


Figure 5 : Typologie standard des installations de TMB en France

Outre le fait de vouloir être en accord avec la hiérarchisation des modes traitement des déchets, le TMB, du moins à son arrivée en France, tendait à limiter les situations de blocages sur les territoires car il était perçu comme une alternative à l'incinération [30]. Les élus pensaient que ce type d'installation serait perçue *a priori* de manière moins négative, et qu'elle deviendrait une solution envisageable, car, à défaut de traiter et d'éliminer la fraction ultime des OMR, elle la réduit de plus de 30%. Ce n'est plus le cas actuellement puisque les associations de riverains opposées à l'implantation de ce type d'installations sont de plus en plus nombreuses [2].

On dénombre effectivement selon les sources jusqu'à une soixantaine de projets de TMB en cours [32]. Pourtant, en 2005, seules trois unités de traitement mécano-biologique étaient en activité ou en cours de réalisation [33], il s'agissait des installations de Lorient, Carpentras et Mende. A elles trois, elles permettaient le traitement de plus de 100 000 t/an d'ordures ménagères résiduelles. D'autres projets ont entre temps abouti, comme par exemple les installations de Calais, Lille, Montpellier, Angers, Saint-Lô. Le BIPE a retracé lors de son enquête en 2009 l'évolution du parc de TMB en France depuis 2000 jusqu'à des perspectives pour 2013 en y intégrant les projets en cours (cf. Figure 6).

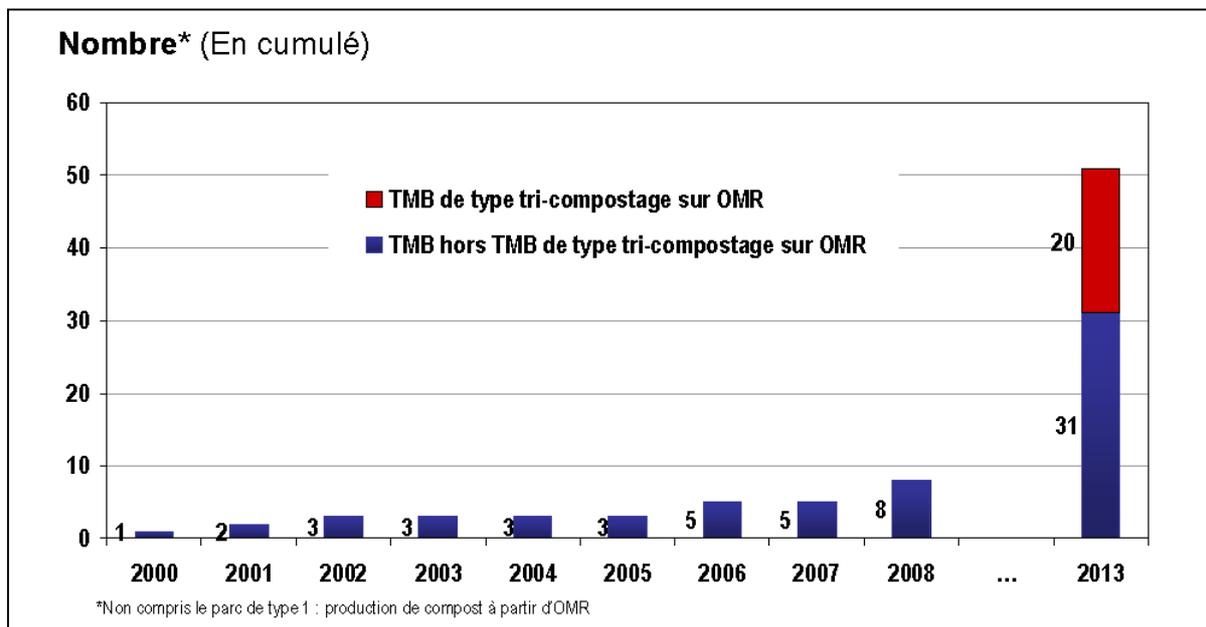


Figure 6 : Evolution du nombre d'installations de TMB en France depuis 2000, issue des enquêtes BIPE 2009 [30]

Contrairement à l'Allemagne où le nombre d'installations en fonctionnement a fortement progressé entre 2004 et 2005, en passant de 15 à 32 installations, le pic de développement du TMB en France a lieu seulement actuellement, et le parc devrait atteindre

une cinquantaine de TMB en fonctionnement d'ici 2013, installations de tri-compostage incluses. De ce fait, il n'existe pas encore retour d'expérience pour analyser les objectifs des ces TMB ainsi que les procédés de traitement mis en œuvre. Cependant, le BIPE a réalisé un bilan matière moyen sur les cinq installations reconnues comme TMB en 2007 (cf. Figure 7).

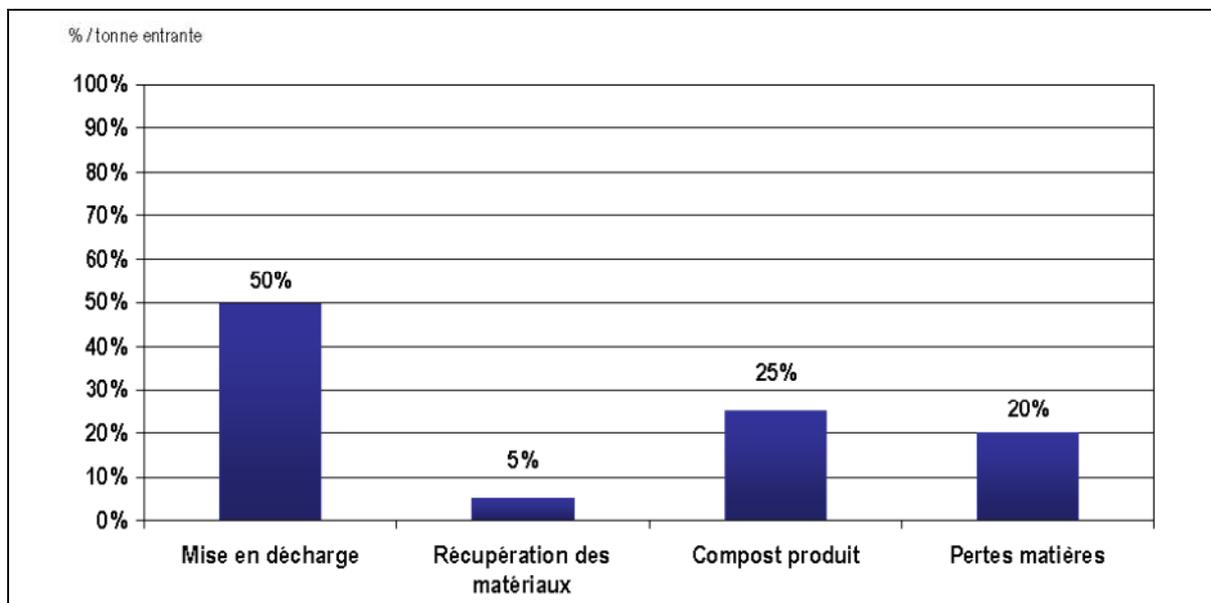


Figure 7 : Bilan matière moyen des TMB en France, réalisé sur cinq installations, issu de [30]

Sur les quelques installations étudiées, le taux de mise en décharge est important, il avoisine la moitié du tonnage entrant sur l'installation, contre à peine un tiers en Allemagne. Avec un taux de mise en décharge si important, l'intérêt de recourir à un TMB avant enfouissement peut se poser, notamment en termes de rentabilité économique de l'installation. Quantitativement, le compost est le principal sous-produit valorisable, même si le TMB permet en outre de récupérer des métaux ferreux et non ferreux et des déchets d'emballage encore présents dans la poubelle résiduelle. Cependant, nous ne savons pas si tous les composts produits trouvent un repreneur pour les épandre. La récupération des matériaux est marginale, elle concerne essentiellement les métaux ferreux et non ferreux.

La France va connaître à court terme un rapide développement des installations de TMB sur son territoire, pour traiter la fraction organique des OMR. Certaines installations vont se limiter à réduire la biodégradabilité des déchets entrants, et produiront du stabilisat. Parallèlement au TMB, une unité de méthanisation/compostage pourra accueillir et traiter les biodéchets collectés sélectivement. D'autres souhaiteront produire du compost à partir d'OMR collectées en mélange avec les biodéchets. Il n'existe pas de recommandation

nationale, en dehors des avis de l'ADEME. Chacune des deux tendances pose des questions d'efficacité et de coût. On peut se demander quel doit être le niveau de traitement à effectuer pour obtenir un produit « le moins polluant possible », ou quel est le bénéfice environnemental de mettre en place une collecte sélective de biodéchets par rapport au surcoût que cela engendre. Les choix réalisés par les collectivités devraient en théorie intégrer ces deux contraintes, environnementales et économiques, ainsi que la contrainte sociale. En pratique, la contrainte sociale prévaut souvent sur les deux autres dans un contexte de projet d'installation de traitement de déchets.

1-3-3 La question des performances environnementales du TMB

La question de la performance environnementale est sous-jacente à la problématique du TMB. Les choix de procédés de traitement et des flux de déchets à traiter dépendent du contexte local et de la réglementation en vigueur dans le pays. Cependant, les sous-produits qui découlent de ces procédés (stabilisat, refus, CSR,...) n'ont pas les mêmes propriétés et n'ont pas les même finalités (épandage agricole vs cimenterie), ils ont donc *a priori* des impacts différents, par nature et en amplitude, sur l'environnement. En outre, les procédés de traitement mécanique et biologique consomment de l'énergie pour fonctionner, du carburant ou de l'électricité. L'utilisation de l'électricité et de combustibles fossiles ne sont pas sans impacts sur l'environnement. La question est de savoir où est l'optimum, en matières d'impacts environnementaux, entre la qualité des sous-produits obtenus et la complexité des traitements qui consomment de l'énergie.

D'autre part, les procédés de traitement biologique sont générateurs d'émissions gazeuses lors de la dégradation de la matière organique. Ces émissions font souvent l'objet d'une captation puis d'un traitement spécifique, des laveurs et un biofiltre. L'arrêté du 22 Avril 2008 [34] limite essentiellement les niveaux d'odeur à proximité des TMB. La problématique « d'optimum » intervient encore, entre l'efficacité du dispositif de traitement des gaz et la consommation énergétique de ce dernier.

Enfin, la réflexion sur la performance environnementale peut se poser à une échelle plus vaste que le TMB, à savoir l'échelle de la filière de gestion des OMR, biodéchets inclus. Pour chaque « tendance » de gestion des biodéchets, quels sont les ordres de grandeur des impacts environnementaux associés à la collecte en mélange versus sélective, aux installations

de traitement (consommations et émissions), et à la qualité des sous-produits, comme par exemple le devenir dans le sol des composts d'OMR et de biodéchets.

La filière de gestion des OMR, notamment en y incluant le TMB, soulève des questions de performances environnementales, et par conséquent d'impacts environnementaux, causés d'une part par la consommation de matières premières et d'énergie, et d'autre part par les rejets gazeux, la valorisation et le devenir de certains sous-produits comme le compost. Cette problématique de performances et d'impacts environnementaux est à considérer sur l'ensemble de la filière, et ne doit pas être limitée à la seule phase de traitement, afin de tenter d'apporter des éléments de réponse aux enjeux précédemment évoqués concernant les choix de collecte et de traitement de la FFOM, ainsi que la qualité des composts résultant de ces choix.

Plusieurs outils d'évaluation environnementale sont disponibles et sont donc susceptibles d'apporter un éclairage sur cette question. Selon leurs caractéristiques, ces outils permettent de répondre à différents contextes d'évaluation environnementale : une approche globale ou très locale, une démarche volontaire ou réglementaire. Un tableau réalisé par Aissani [35] durant sa thèse est disponible en annexe I-1. Il synthétise les objectifs, les points forts et les points faibles de différents outils d'évaluation environnementale que sont l'Etude d'Impacts (EI), l'Evaluation des Performances Environnementales (EPE), l'Evaluation Environnementale de Sites et d'Organismes (EESO), l'Analyse du Cycle de Vie (ACV), le Système de Management Environnemental (SME), et l'Empreinte Ecologique (EE).

Dans le cadre de ce travail de thèse, nous souhaitons pouvoir mener une évaluation de plusieurs alternatives de la filière de gestion des OMR à des fins plutôt prospectives (scénarios hypothétiques) et sur l'ensemble de son cycle de vie. L'évaluation ne doit pas se limiter aux impacts directement liés au site de traitement, elle doit aussi prendre en compte les impacts de toute la filière, notamment ceux générés par la collecte et le devenir des différents sous-produits, et permettre de diagnostiquer d'éventuels transferts d'impacts. La confrontation de ces exigences avec l'analyse des points forts et des points faibles de plusieurs outils d'évaluation environnementale (cf. tableau présenté en annexe I.1) a naturellement conduit aux choix de l'Analyse du Cycle de Vie.

2- L'Analyse du Cycle de Vie comme outil d'évaluation environnementale pour la gestion des déchets

L'objectif de cette partie est de présenter l'outil d'évaluation environnementale qu'est l'ACV, puis d'expliquer les spécificités de son application au contexte de la gestion des déchets. Les principes et la mise en œuvre de l'ACV sont décrits avant d'en préciser les limites méthodologiques rencontrées. Enfin, un focus est réalisé sur les particularités des ACV de systèmes de gestion de déchets. L'objectif est de prendre connaissance des intérêts, des limites et des choix méthodologiques qui s'imposent pour appliquer cette méthode à l'évaluation environnementale de la filière de gestion des OMR par TMB.

2-1 Principes et mise en œuvre de l'ACV

Après avoir rappelé les origines et le développement de l'ACV, les principes généraux de cet outil sont expliqués et les principaux domaines d'application sont présentés. Ensuite, les quatre étapes qui constituent la méthodologie ACV sont passées en revue.

2-1-1 Historique de l'ACV

La pratique, la recherche et le développement en Analyse du Cycle de Vie (ACV) sont aujourd'hui encadrés de manière consensuelle à une échelle internationale. En effet, le cadre conceptuel de l'ACV et ses lignes directrices ont été, dans un premier temps, rédigés dans les normes ISO 14 040 [36] et ISO 14 044 [37], toutes deux révisées en 2006, et portant respectivement sur les « principes et cadre » et sur les « exigences et lignes directrices » de l'ACV. Aujourd'hui, The European Platform on LCA à l'Institut pour l'Environnement et la Soutenabilité (IES) du Joint Research Centre (JRC) de la Commission Européenne produit des guides de bonnes pratiques « ILCD Handbook » [38] [39] [40] donnant des lignes directrices pour la pratique de l'ACV selon le domaine d'application. Ce sont des guides pour la modélisation des systèmes (bases de données ELCD (European Life Cycle Data), frontières, règles d'allocation), un format de référence international pour les données du cycle

de vie (International Reference Life Cycle Data System (ILCD)) et les méthodes de calcul des impacts. Au niveau international, la plateforme du Life Cycle Initiative à l'initiative du Programme de Nations Unies (PNUE) et la Society of Environmental Toxicity and Chemistry (SETAC) permettent des échanges de bonnes pratiques, la diffusion des connaissances et l'émergence de travaux de recherche méthodologiques pour répondre notamment au cadre décennal des programmes d'encouragement aux modèles de production et de consommation durables, issus du Sommet mondial de Johannesburg en 2002 sur le Développement Durable. La recherche en ACV peut s'appuyer et affirmer sa reconnaissance par l'existence depuis 1996 d'une revue internationale scientifique dédiée, *International Journal of Life Cycle Assessment*.

En France, les premiers cas de pratique et de recherche en ACV datent du début des années 90 avec deux Ecoles impliquées : l'ENSAM de Chambéry (Daniel Froehlich) et l'INSA de Lyon (Patrick Rousseaux). Cette pratique s'est ensuite essoufflée à la fin des années 90 pour reprendre doucement vers le milieu des années 2000, d'abord par une simple utilisation de l'outil par des bureaux d'études (Bio Intelligence Service, Eveja Conseil, PWC Ecobilan ...), puis par de la R&D dans de grands groupes industriels (Renault, EDF, Véolia Environnement...). La recherche publique s'est également mobilisée sur la méthodologie et l'applicabilité de l'ACV, avec notamment l'Ecole des Mines de Paris (Isabelle Blanc) et la création des différents réseaux de chercheurs en France : création de la plateforme régionale ELSA (Environmental Life-cycle and Sustainability Assessment) à Montpellier en juin 2009, création en décembre 2011 du réseau AgorACV de chercheurs et enseignants-chercheurs en ACV des régions Bretagne-Pays de la Loire, et création du réseau national EcoSD de chercheurs et enseignants-chercheurs en Eco-conception en janvier 2012. Ces réseaux ont tous pour vocation de favoriser les discussions entre chercheurs afin de faire émerger des questions de recherche méthodologiques et de diffuser les connaissances et bonnes pratiques.

Si, notamment au regard du contexte français, l'évaluation environnementale par l'ACV apparaît comme un thème de recherche porteur, il faut pourtant rappeler que les prémices de cette démarche d'analyse environnementale remontent à environ un demi-siècle aux Etats-Unis. C'est en effet dès la fin des années 60 que se développe l'outil « Resources and Environmental Profiles Analyses » (REPA) aux Etats-Unis. Cet outil permet l'évaluation environnementale d'un produit, grâce à un inventaire quantifié de ses consommations de matière et d'énergie et de ses rejets, tout au long de son cycle de vie [35]. Il faudra cependant

attendre 1979 avec la création aux Etats-Unis de la SETAC pour voir apparaître les premières ébauches méthodologiques de calcul des impacts. La SETAC est une société professionnelle, à but non lucratif, qui, par le regroupement interdisciplinaire de scientifiques ainsi que leurs échanges sur les meilleures connaissances disponibles, vise à apporter des solutions aux problèmes d'impact des substances chimiques et de la technologie sur l'environnement [41]. Pionnière en matière de développement de l'ACV, la SETAC publie en 1993, un guide de bonnes pratiques [42], définissant les quatre étapes de réalisation d'une ACV. La parution de cet ouvrage, faisant suite à un congrès de la SETAC Europe organisé en 1991 par le Centre des Sciences de l'Environnement de l'Université de Leiden aux Pays-Bas [35], marque le point de départ de la recherche en ACV en Europe. Le développement de l'ACV tant en matière de recherche qu'en utilisation pour la réalisation d'évaluations environnementales, crée le besoin de statuer consensuellement sur une définition de l'outil et sur sa mise en œuvre. C'est ainsi que l'ISO effectue entre 1997 et 2000 les premières étapes de normalisation de l'ACV, en publiant la norme ISO 14 040 sur les « principes et cadre » de l'ACV, et les normes connexes ISO 14 041, 14 042 et 14 043. Ce travail de normalisation sera achevé en 2006 avec la révision de la 14 040 et la refonte des 14 041, 14 042 et 14 043 dans la norme ISO 14 044.

2-1-2 Les principes et domaines d'application de l'ACV

Comme rappelé dans l'historique, les principes de l'ACV sont définis dans la norme ISO 14 040, dernièrement révisée en 2006.

➤ Principes de l'ACV

L'ACV est un outil de management environnemental normalisé, au même titre que l'ensemble des méthodes issues de la série des normes ISO 14 000 : le système de management environnemental (norme ISO 14 001), l'évaluation de la performance environnementale (ISO 14 031), l'étiquetage et les déclarations environnementales (ISO 14 020), la communication environnementale (ISO 14 063) et la quantification et la déclaration des gaz à effet de serre (ISO 14 064) [35]. Cette normalisation de l'ACV n'a pas un but de certification mais de formalisation d'un cadre conceptuel. L'ACV présente la particularité d'évaluer les impacts environnementaux potentiels d'un produit ou d'un système,

du « berceau à la tombe » soit tout au long de son cycle de vie, depuis l'extraction de matières premières jusqu'à l'élimination finale du produit ou des sous-produits dans le cas d'un système. L'ACV se distingue de ces autres méthodes de management environnemental par une caractéristique d'exhaustivité qui se traduit de deux façons : la notion de cycle de vie d'une part, et une évaluation d'un grand nombre d'impacts environnementaux potentiels, d'autre part.

La pensée cycle de vie permet, lors de l'évaluation environnementale d'un système, d'identifier les éventuels transferts de pollution entre deux étapes, lorsque par exemple la modification d'un processus diminue certes les impacts qu'il génère, mais augmente de manière significative ceux liés aux autres étapes du système. Finalement, cette notion de cycle de vie s'intègre au volet environnemental de la durabilité d'un système [43], puisqu'en évaluant celui-ci sur tout son cycle de vie, des transferts d'impact potentiel peuvent être détectés puis évités.

L'évaluation environnementale en ACV s'appuie sur une analyse la plus exhaustive possible prenant en considération tous les aspects de l'environnement naturel, de la santé humaine et des ressources [36]. L'ACV permet ainsi d'obtenir un bilan quantifié des impacts environnementaux potentiels d'un système [43] en suivant la démarche définie dans la norme. Le respect de cette démarche permettra alors, selon les hypothèses retenues, de comparer entre eux les résultats de plusieurs alternatives à un système.

La réalisation d'une ACV se déroule selon une démarche itérative structurée en quatre étapes (cf. Figure 8), définies dans la norme:

- définition des objectifs et du champ de l'étude,
- inventaire des entrants et des sortants,
- évaluation des impacts,
- interprétation des résultats.

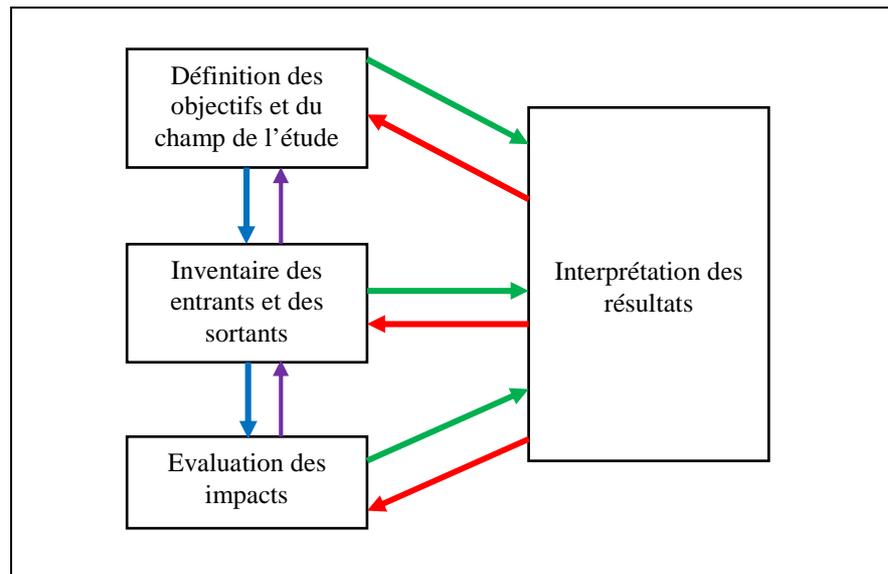


Figure 8 : l'ACV, une démarche itérative en quatre étapes

Chacune de ces étapes est décrite succinctement dans les paragraphes suivants après avoir fait un panorama des domaines d'application possibles de l'ACV.

➤ Domaines d'application

L'ACV s'est développée sur des terrains diversifiés, pour répondre à des besoins différents en termes d'évaluation environnementale. Ainsi, l'ACV n'est plus seulement réservée au développement, à l'amélioration ou à l'éco-conception d'un produit (ou d'un système), elle est aussi utilisée dans des contextes de sélection, de marketing vert, d'éco-labellisation, d'affichage environnemental, de réglementation, et de planification de politiques publiques [35] [44].

L'utilisation originelle de l'ACV, à des fins de développement, d'amélioration ou d'éco-conception de produits est encore aujourd'hui la plus courante [35]. Le travail d'éco-conception vise à améliorer un produit d'un point de vue environnemental sur l'ensemble de son cycle de vie, tout en maintenant ses autres caractéristiques (qualité, performance, coût de revient,...) au pire constantes. Cette démarche *a priori* cible les étapes du cycle de vie les plus impactantes, les quantifie, et identifie les possibles transferts d'impacts. L'ACV est utile dans l'éco-conception afin d'orienter et de valider des propositions de nouveaux produits ou d'amélioration sur de l'existant. L'éco-conception est une démarche aujourd'hui répandue, appliquée à tous les secteurs industriels, quelle que soit la taille de l'entreprise, car elle permet

aussi de répondre à une demande accrue en produits à haute performance environnementale [44].

L'éco-labellisation est une démarche volontaire visant à informer, sous couvert d'homologation, les consommateurs sur les caractéristiques environnementales d'un produit. Elle permet donc aux consommateurs de vérifier les performances environnementales d'un produit. Toutes les formes d'éco-labellisation n'utilisent pas l'ACV, mais elles font toutes appel à une approche cycle de vie pour évaluer leurs produits. L'ACV étudie le volet environnemental, avec la quantification des impacts environnementaux et le développement ultérieur d'une stratégie pour leur réduction, mais elle ne couvre pas tous les besoins d'un écolabel. L'ACV ne renseigne pas par exemple sur les impacts d'un produit sur la santé humaine. L'ACV constitue donc un outil utile pour appuyer une démarche d'éco-labellisation, et sera utilisée en complément d'autres outils.

Le marketing vert se différencie selon les cibles touchées et les objectifs visés. L'ACV est utilisée par les entreprises et les professionnels en tant qu'outil de communication environnementale sur leurs produits. Ce marketing vert vise essentiellement le consommateur, soit pour l'informer des caractéristiques environnementales d'un produit placé sur le marché, soit pour mettre en concurrence un produit avec ceux d'autres marques. L'ACV apporte dans les deux cas des arguments quantitatifs, si la revue critique les valide, pour fournir des informations supplémentaires, ou pour mettre en œuvre une stratégie de marketing et de concurrence sur les produits.

Les politiques publiques nationales se sont orientées ces dernières années vers l'affichage environnemental. L'affichage environnemental a pour but de sensibiliser les consommateurs aux impacts environnementaux des produits qu'ils achètent. Contrairement à l'éco-labellisation, cette démarche est mise en œuvre à un niveau national, et ne répond pas de la volonté des entreprises. L'ACV n'est pas le seul outil disponible pour réaliser cette évaluation environnementale, en revanche, il est de plus en plus utilisé, comme l'atteste la plate-forme sur l'affichage environnemental de l'ADEME et de l'AFNOR [45]. Seize catégories de produits de consommation sont visées en France par l'affichage environnemental [46]. De nature variée, ces catégories concernent entre autres l'alimentation (humaine et animale), l'habillement textile, les équipements de consommation électriques et électroniques, l'automobile, l'ameublement.

L'ACV peut être employée comme outil prospectif, pour la planification et le choix de politiques environnementales, comme par exemple lors la révision des Plans départementaux de Prévention et de Gestion des Déchets Non Dangereux- PDPGDND.

La sélection d'un produit ou d'une filière selon des critères environnementaux est aussi un des objectifs de l'ACV. La sélection de produits est utilisée en éco-conception, pour le choix de nouveaux produits, en communication, pour rivaliser avec un produit concurrent, alors que la sélection de systèmes est adaptée à la planification environnementale.

2-1-3 La définition des objectifs et du champ de l'étude

La définition des objectifs et du champ de l'étude constitue la première étape dans le processus de construction d'une ACV. Elle permet d'une part de poser le cadre dans lequel l'ACV est effectuée, à savoir dans quel contexte se place l'étude, et quelles en sont les attentes et les objectifs. D'autre part, cette première étape a également pour but de définir les caractéristiques de l'objet d'étude que sont le système étudié et ses frontières, le choix de l'unité fonctionnelle et des scénarios alternatifs.

➤ Contexte et objectifs de l'étude

Avant même de décrire le système faisant l'objet d'une ACV, la norme ISO 14 040 recommande d'exposer les motifs qui ont conduit à sa réalisation, d'expliquer à qui s'adressent les résultats attendus (public concerné), et à quoi ceux-ci sont destinés (application envisagée). En effet, quel que soit le domaine d'application (filière déchets, transport ou énergie, éco-conception...), une ACV peut être réalisée pour divers motifs que sont [47] :

- l'amélioration d'un produit ou l'optimisation d'une filière,
- la conception d'un nouveau produit (éco-conception),
- la labellisation environnementale d'un produit ou d'une filière,
- la sélection de certains produits, procédés ou de certaines filières.

La définition des objectifs est nécessaire et préalable à la définition du système étudié (choix des hypothèses, frontières, ...). La définition du système étudié est dépendante des objectifs et de l'application attendue de l'ACV [47] et renvoie au fait que l'ACV est effectivement « *goal dependent* ».

➤ *L'unité fonctionnelle*

La mise en œuvre d'une ACV repose sur la comparaison de systèmes, afin de pouvoir répondre à l'objectif retenu, qu'il s'agisse d'amélioration, d'optimisation, de sélection d'un produit, d'un procédé ou d'une filière. Dans la pratique, un scénario de référence est construit, auquel sont comparées plusieurs alternatives. Pour rendre la comparaison possible entre ces systèmes, il leur faut une unité commune, que l'on nomme unité fonctionnelle [48]. L'unité fonctionnelle est définie comme la performance quantifiée des systèmes selon la norme ISO 14 040. Elle correspond à la première donnée quantitative intégrée dans l'ACV, et est considérée en ce sens comme le point clef de la modélisation [49]. L'unité fonctionnelle intègre la ou les fonctions du système et repose, à *minima*, sur la définition de trois sous-unités [50] que sont :

- une unité de service ;
- une unité de produit ;
- une unité de temps.

L'unité de service correspond à une description quantitative de la fonction du système étudié. L'unité de temps inscrit le service rendu dans une durée, tandis que l'unité de produit permet de quantifier le flux de référence (quantité de produit entrant ou extrant nécessaire pour réaliser la fonction décrite). Le flux de référence permet de préciser la nature et la quantité de « flux de matière » nécessaire pour satisfaire l'unité fonctionnelle. Les choix de la fonction du système, de l'unité fonctionnelle et du flux de référence fournissent ainsi un référentiel commun à l'ensemble des systèmes pour analyser leurs impacts environnementaux.

Il faut veiller à ce que l'unité fonctionnelle choisie traduise, avant tout, la fonction principale d'un système et non ses co-fonctions. Les co-fonctions d'un système ne peuvent pas être au cœur de l'unité fonctionnelle car cela entraîne des biais très importants sur les résultats et les conclusions. Les co-fonctions peuvent alors faire partie d'une unité fonctionnelle traitant en premier lieu de la fonction principale ou être traitées par des règles d'allocation (explicitées plus loin).

➤ *Le système et ses frontières*

Parallèlement à la définition de l'unité fonctionnelle, il convient, conformément à la norme, de décrire le système auquel l'évaluation va s'appliquer ainsi que les frontières qui le

délimitent. Cette description doit positionner le système au regard des sphères économique et environnementale avec lesquelles il est en relation, par respectivement des flux de produits et des flux élémentaires (consommations de ressources et rejets dans l'environnement) [43]. Le choix des frontières du système est issu d'une réflexion portant sur la pertinence d'inclure ou d'exclure un process, de prendre en compte ou non certaines étapes, et de considérer quels sont les flux entrants et sortants au regard de la fonction étudiée et des objectifs poursuivis [51]. L'approche cycle de vie étant « infinie », dans le sens où il est toujours possible de remonter en amont dans l'arbre des procédés, des seuils de coupure peuvent être définis, permettant d'inclure ou d'exclure certains entrants et sortants du cadre d'analyse. Ces seuils sont déterminés selon des critères massiques et énergétiques. Les flux ne sont alors pas comptabilisés dans le système s'ils sont en-deçà des seuils fixés et qu'en outre la pertinence environnementale de leur prise en compte n'a pas été prouvée.

➤ *La sélection de scénarios alternatifs*

L'ACV fournit des résultats relatifs (et non absolus) du fait de la nécessaire comparaison d'un système à ses alternatives, afin de pouvoir évaluer les effets de la modification des procédés, des flux de matières utilisés, etc... Si la sélection du scénario de référence importe, il faut également veiller à ce que les alternatives proposées satisfassent strictement l'unité fonctionnelle choisie pour le scénario de référence, afin de les rendre comparables. Pour cela, toutes les alternatives doivent remplir les mêmes fonctions principales et posséder les mêmes frontières. Dans le cas d'alternatives multifonctionnelles et non toutes identiques entre elles en nature et en quantité, des règles d'allocation doivent être mises en place. Elles permettent d'attribuer de façon plus ou moins artificielle une partie de la charge environnementale de l'alternative à la fonction commune étudiée [52]. En effet, l'affectation d'une charge environnementale à un flux élémentaire n'est pas évidente lorsque cette charge n'est pas uniquement liée au flux de référence mais aussi à des co-fonctions. Ces règles d'allocation peuvent s'appliquer aussi bien à des process multi-inputs que multi-outputs. Dans le cas multi-inputs, le processus élémentaire a également pour fonction de transformer d'autres inputs que le flux de référence. La charge environnementale associée au processus est donc à répartir entre les différents produits entrants. Dans le cas d'un processus multi-outputs, le processus élémentaire engendre d'autres coproduits, outre le flux de référence, qui ne correspondent pas à la fonction étudiée par l'ACV. La charge

environnementale associée au processus est donc à répartir entre les différents produits sortants.

Quand l'allocation est inévitable, la norme ISO 14 040 recommande de procéder d'abord à une extension du système, puis à une répartition des charges environnementales selon un critère de causalité physique, et enfin à une répartition selon d'autres principes de causalité, comme l'allocation économique [48]. Heijungs et Guinée [53] préfèrent séparer ces règles d'allocation en deux approches, comme le montre la Figure 9.

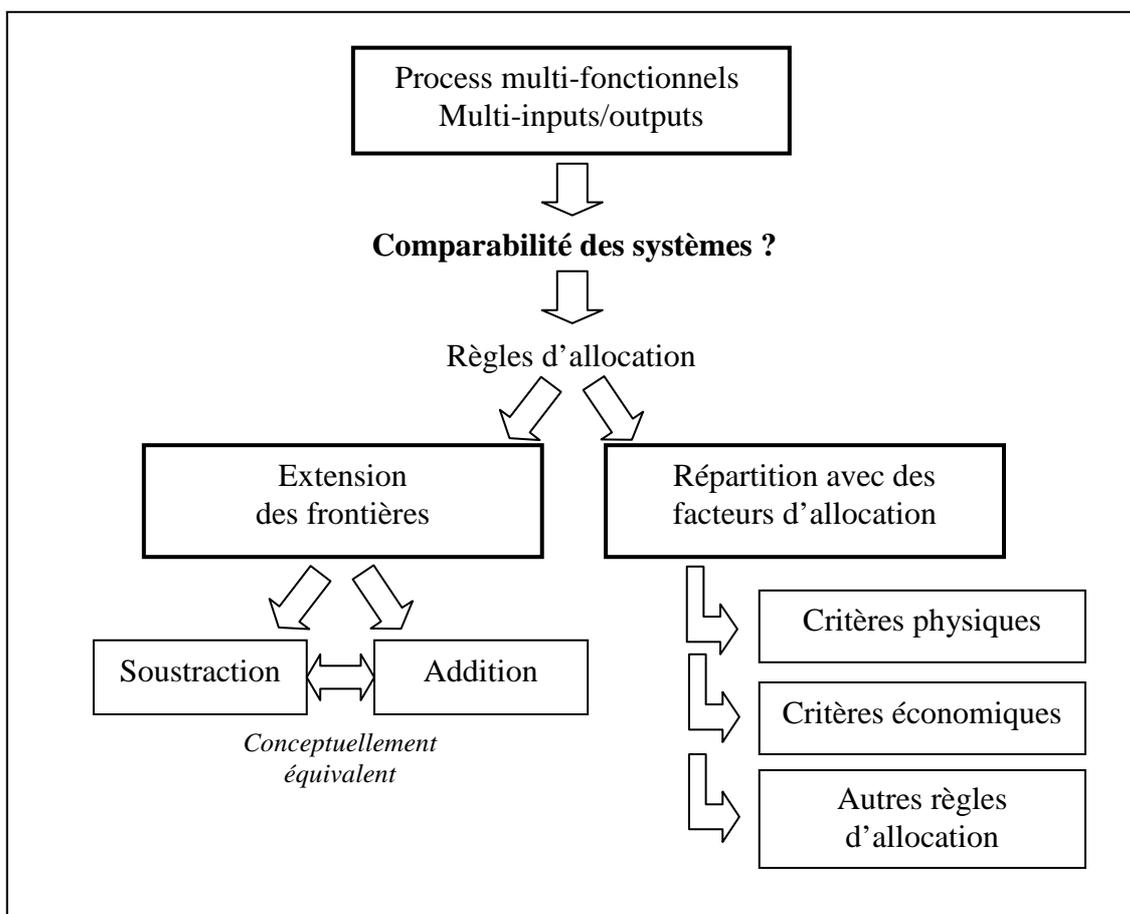


Figure 9 : Règles d'allocation utilisées en ACV pour les process multi-fonctionnels

Pour obtenir des systèmes comparables avec des fonctions équivalentes, il est possible de recourir soit à une extension des frontières, correspondant à la première modalité d'allocation recommandée dans la norme ISO 14 4040, soit à une répartition des charges environnementales à partir de facteurs d'allocation, correspondant aux deux dernières modalités de cette même norme.

L'extension des frontières du système consiste soit à soustraire soit à ajouter une ou plusieurs fonctions au système. Cette approche est détaillée dans la Figure 10.

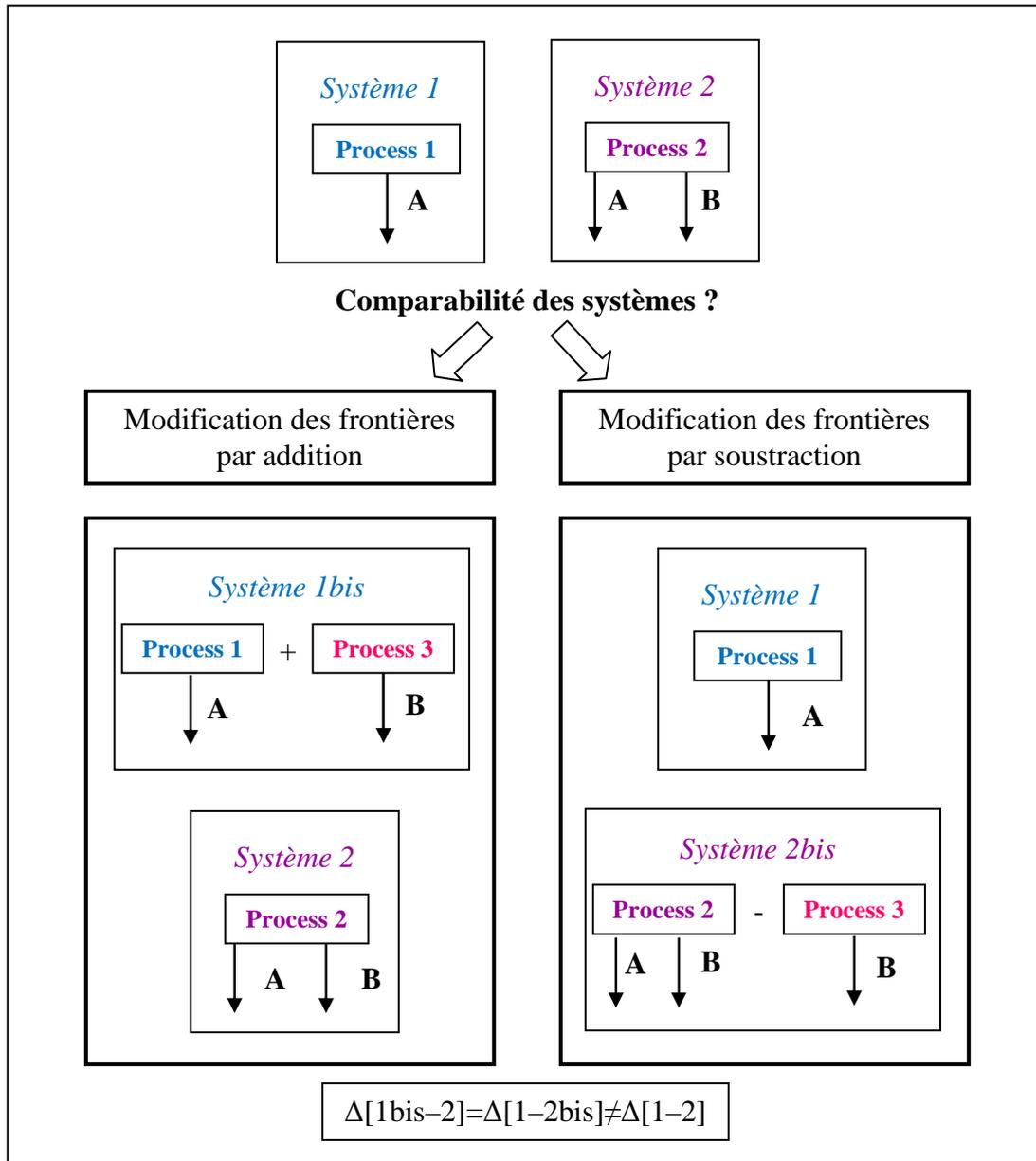


Figure 10 : Procédures d'allocation par modification des frontières : extension ou substitution

Le schéma de la Figure 10 est inspiré des travaux de Tillman et al. [51] qui ont démontré l'équivalence conceptuelle de l'extension des frontières par addition et par soustraction. Ce schéma se place dans le cas de process multi-outputs. Soient deux systèmes 1 et 2 à comparer et analyser au regard de la fonction A. Le système 2 répond également à une autre fonction B. Par l'approche d'extension des frontières, on peut, de manière équivalente, ajouter au système 1 un process « n°3 » qui produit la fonction B, ou retirer au système 2 ce même process « n°3 ». Mais dans le premier cas, à gauche sur la Figure 10, les systèmes 1bis

et 2 sont comparés au regard des fonctions A et B, alors que dans le second cas, à droite sur cette même figure, les systèmes 1 et 2bis sont comparés uniquement au regard de la fonction A.

L'allocation par répartition permet d'affecter une partie de la charge environnementale du process à la fonction ou au produit étudié, à partir de critères physiques, économiques, ou d'autres comme le montre la Figure 11.

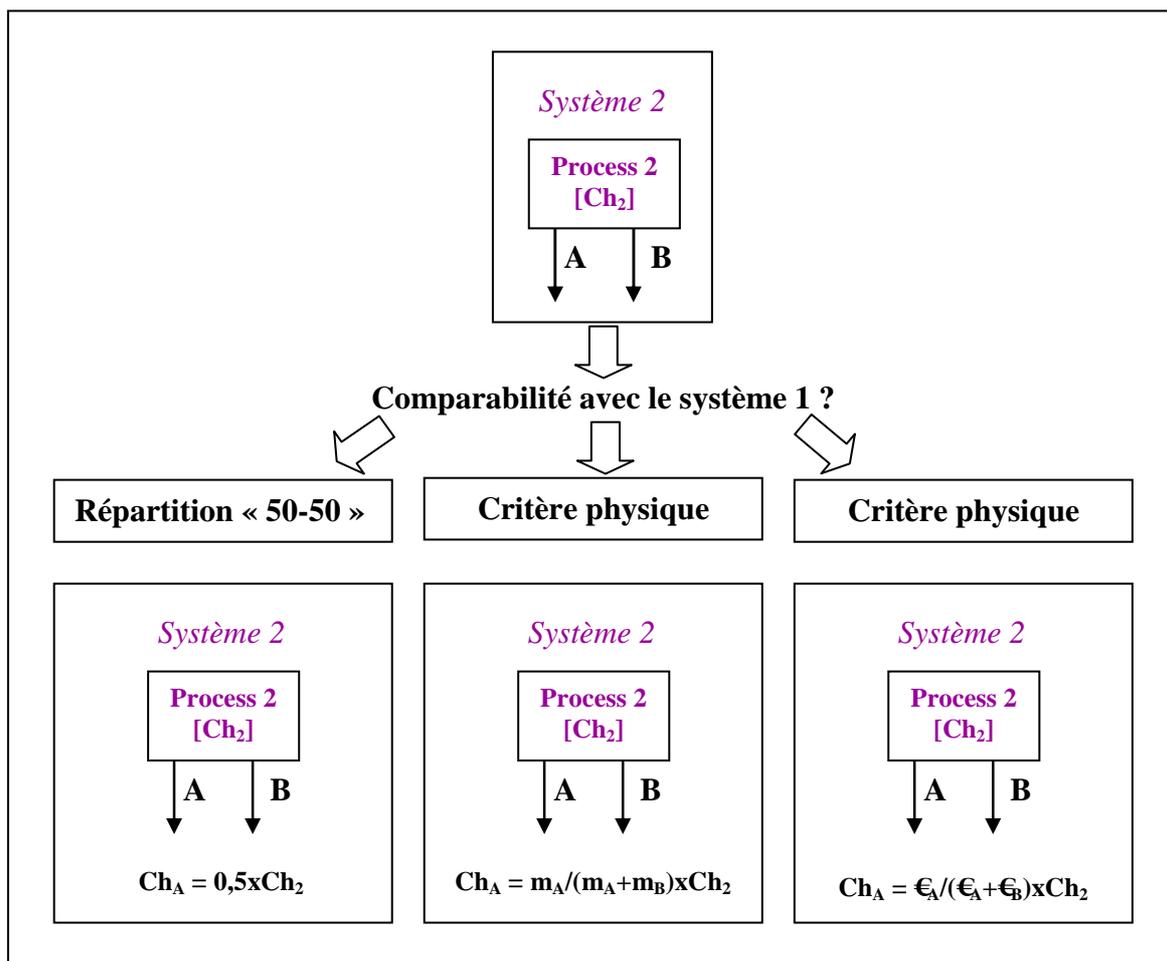


Figure 11 : Exemples d'allocation par répartition

Ce schéma est inspiré des travaux de Heijungs et Guinée [53]. On se place dans le même cas que celui de la Figure 10, avec la comparabilité des systèmes 1 et 2. L'allocation par répartition consiste à établir des critères de pondération pour la charge environnementale du process 2, afin de la répartir entre les différentes fonctions A et B associées à ce process.

La plus couramment utilisée est l'allocation selon un critère physique. On détermine alors une propriété ou une grandeur physique qui puisse expliquer la relation de cause à effet entre le flux de référence, les coproduits ou les autres inputs, et les charges environnementales

du processus élémentaire. L'allocation physique peut être réalisée par exemple au *pro rata* du contenu énergétique ou de la masse des flux sortants [43].

L'allocation dite économique est un moyen de répartir la charge environnementale du processus selon la valeur marchande des coproduits ou des inputs.

Des répartitions dites « 50-50 » ont également été recensées dans la littérature [53]. Dans ce cas, la charge environnementale du process est équi-pondérée entre les différents flux liés au process, quelle que soit leur nature, leur qualité, leur quantité. Chaque flux est alors affecté du même facteur de pondération, sachant que la somme des facteurs de pondération est égale à 1. Cependant, cette règle d'allocation paraît encore plus arbitraire que les précédentes, étant donné que l'affectation de la charge environnementale n'est pas en rapport avec des grandeurs physiques ou des valeurs économiques. Toutefois, dans une optique de comparaison de règles d'allocation, l'équi-répartition des charges environnementales sur les différents flux peut servir de référentiel.

Enfin, comme le recommande la SETAC, il faudrait établir en premier lieu et dans la mesure du possible des règles d'allocation qui correspondent à la compréhension physico-chimique des procédés multifonctionnels étudiés.

➤ *Choix des impacts*

L'évaluation des impacts environnementaux se veut exhaustive en théorie, mais elle ne l'est pas nécessairement en pratique. Il faut dans tous les cas justifier le choix des impacts retenus pour l'étude et préciser la méthode de caractérisation de ces impacts, qui en conditionne en partie le choix.

Pour conclure la présentation de cette première étape de l'ACV, il convient de rappeler que, d'une part, celle-ci n'est pas figée. L'ACV étant une démarche itérative, avec des « allers-retours » entre les différentes étapes, il est en effet possible de modifier certaines de ces caractéristiques au cours de l'évaluation si besoin. D'autre part, cette première étape avant tout descriptive est obligatoire et indispensable pour mener de manière satisfaisante une ACV, puisque celle-ci est par nature « *goal dependent* ».

2-1-4 L'inventaire

L'inventaire des entrants et des sortants du système succède à l'étape de définition des objectifs et du champ de l'étude de l'ACV. Pour mener à bien cette étape, le système doit au préalable être décomposé en processus élémentaires, correspondant, selon la norme ISO 14 040, au plus petit élément du système pour lequel il est possible de quantifier les entrants et les sortants.

Chaque processus élémentaire est rattaché à l'environnement par des flux élémentaires, et au système étudié par des flux intermédiaires (cf. Figure 12).

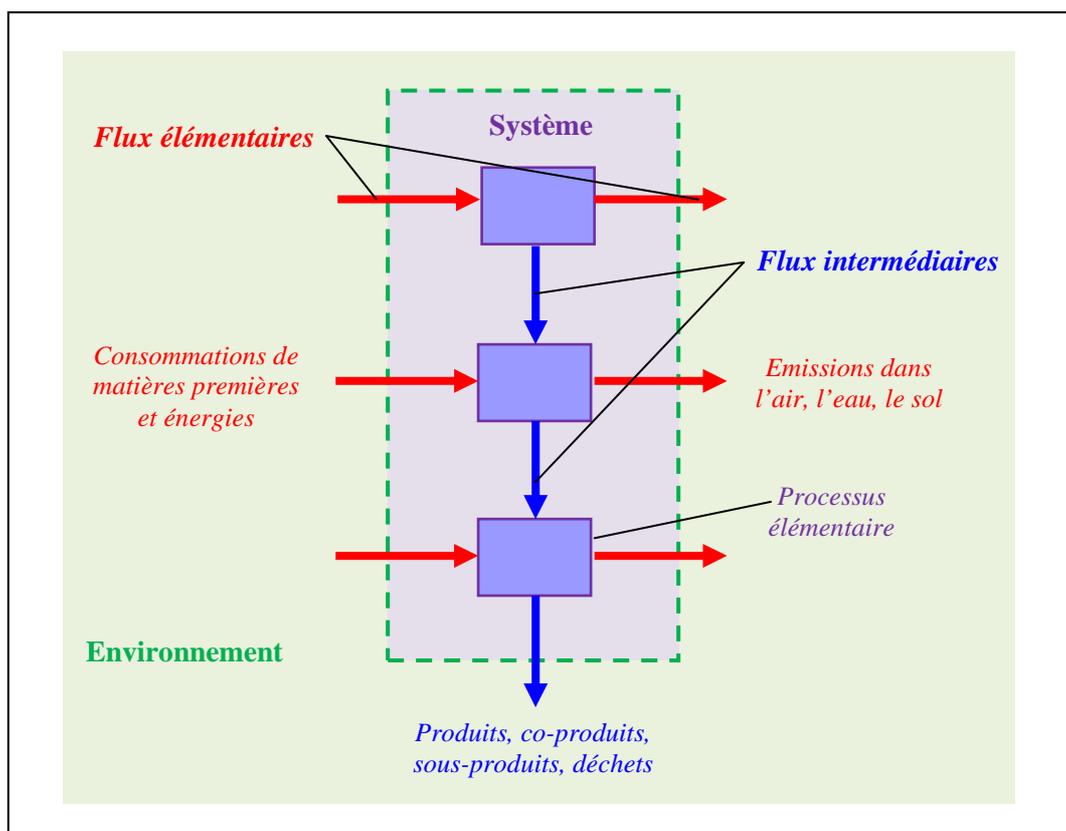


Figure 12 : Processus élémentaire, flux élémentaires et flux intermédiaires d'un système

Ces flux intermédiaires interviennent entre deux processus élémentaires et demeurent intérieurs au système étudié. Ils ne seront donc pas pris en compte dans l'étape suivante d'analyse des impacts. Les flux élémentaires, quant à eux, relient les processus unitaires à l'environnement extérieur au système. Ces flux élémentaires concernent les consommations d'énergie et de matières premières, les émissions dans les compartiments air, eau et sol. Le système engendre également des flux de produits, destinés à la technosphère et généralement pourvus d'une valeur marchande (dans le cas d'ACV de produits).

Par ailleurs, il peut s'avérer utile de distinguer lors de cette phase d'inventaire les activités d'arrière plan (AP) et de premier plan (PP) du système. Les activités situées sur le territoire où est implanté le système étudié concernent le premier plan. Il s'agit notamment des activités de transport, de production, de consommation et de traitement de déchets. Les activités de soutien au système comme l'extraction, la fabrication et le transport de matières premières et d'énergie, et qui ne sont pas sur le territoire du système, constituent l'arrière plan. Des interactions et des transferts de matières et d'énergie existent donc entre l'arrière plan et le premier plan.

Cette distinction dès la phase d'inventaire permet de différencier les impacts de premier plan et d'arrière plan lors de leur évaluation et de leur interprétation. L'évaluation des impacts d'arrière plan permet de garder la notion de cycle de vie et de prendre en compte l'intégralité des effets du système sur l'environnement. L'évaluation des impacts de premier plan permet de se focaliser sur les effets et les enjeux qui se produiront sur le territoire lié au système. Des éventuels transferts d'impacts potentiels de l'arrière plan vers le premier plan (ou *vice versa*) peuvent en outre être détectés lors de la phase d'interprétation.

Une fois la liste des intrants et sortants du système établie, avec éventuellement une distinction entre les activités de PP et d'AP, il convient de procéder au recueil de données nécessaires pour quantifier l'ensemble des émissions et des extractions liées au système. Ce travail s'avère être chronophage pour plusieurs raisons. La collecte de données nécessite de consulter des sources de nature différente, ce qui consomme du temps. En effet, pour quantifier l'ensemble des émissions et des extractions répertoriées dans l'inventaire, il est possible de faire appel à la fois aux bases de données référencées, aux industriels, à des mesures en laboratoire ou *in situ*, à la littérature scientifique,... Il faut aussi s'assurer de la compatibilité du format des données avec le système : choix de l'unité de mesure, expression du flux en accord avec la définition de l'unité fonctionnelle. En outre, les données ne sont pas toujours accessibles ou n'existent pas par manque de connaissance scientifique. Dans ce cas, des hypothèses doivent être posées. Elles peuvent porter par exemple sur la simplification du fonctionnement de certains procédés, sur la nature des entrants et des sortants du système, sur l'utilisation de formules de calcul théoriques pour remplacer des valeurs empiriques.

L'étape d'inventaire terminée, l'ACV se poursuit avec l'évaluation des impacts environnementaux.

2-1-5 L'évaluation des impacts

L'évaluation des impacts est la phase de l'ACV qui relie les résultats d'inventaire du système à leur expression sous forme d'impacts environnementaux potentiels. C'est une étape qui, comme l'inventaire, peut être itérative si le besoin de revoir les objectifs et le champ de l'étude de l'ACV en cours d'analyse se manifeste. La norme ISO 14 040 identifie plusieurs phases au sein même de cette étape, dont certaines sont obligatoires, comme la classification et la caractérisation (cf. Figure 13), et d'autres sont facultatives, comme la pondération et la normalisation. La mise en œuvre de l'évaluation des impacts s'effectue généralement par le biais d'un logiciel d'ACV, ce qui n'empêche pas pour autant le praticien d'avoir une réflexion sur sa démarche.

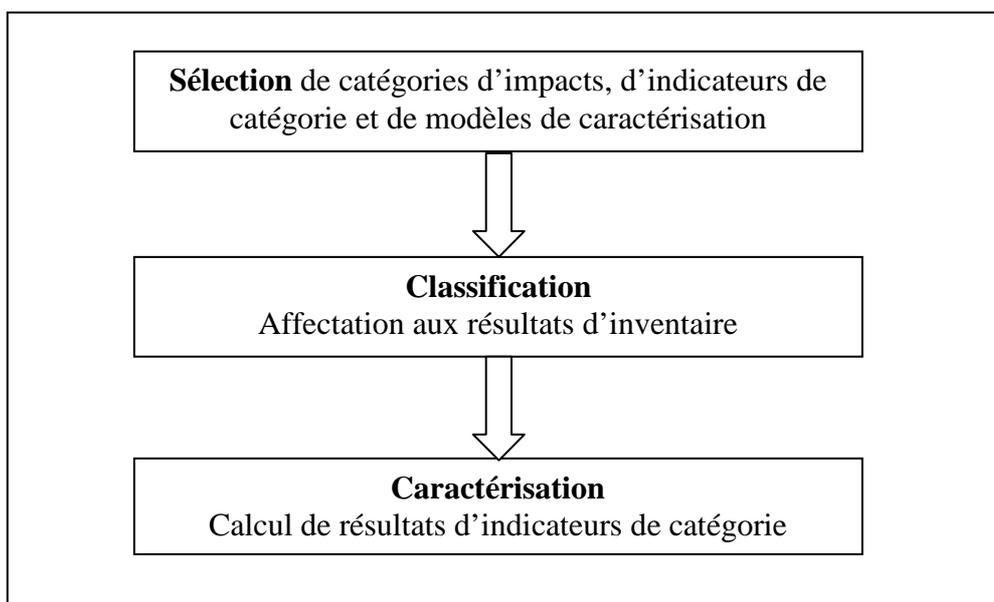


Figure 13 : Procédure de classification et de caractérisation des impacts, issue de [54]

➤ *La classification*

La première phase de l'évaluation, au regard de la norme ISO 14 040 est la classification. La première tâche consiste à choisir un ensemble de catégories d'impacts qui répondent aux objectifs de l'ACV à réaliser : public visé, finalité des résultats, temps alloué pour l'étude,... S'il est plutôt recommandé de construire une liste d'impacts exhaustive, parmi ceux reconnus en ACV, il est possible de la restreindre volontairement à quelques catégories d'impacts. Toutefois, cette démarche devra être justifiée, soit par des contraintes temporelles assez fortes, soit par une attente particulière des résultats de l'ACV ciblée sur certaines

catégories d'impacts uniquement. Cette restriction entraîne des limites fortes en termes d'identification des possibles transferts d'impacts. Ensuite, les données d'inventaire sont rattachées aux différentes catégories d'impacts qui viennent d'être déterminées. La classification peut donc être considérée comme la première démarche d'agrégation qualitative puisqu'elle permet de passer d'un grand nombre de substances répertoriées durant l'inventaire à une dizaine de catégories d'impacts, tout en sachant effectivement que différentes substances peuvent être affectées à la même catégorie d'impacts, mais aussi qu'une substance peut contribuer à plusieurs impacts. Ce dernier point explique en partie le fait que les impacts potentiels sont majorés en ACV. En effet, les mécanismes de répartition des substances pour les différentes catégories d'impacts auxquelles elles contribuent ne sont pas connus. Il a donc été convenu, par défaut, que la totalité de la substance répertoriée dans l'inventaire affecterait chaque catégorie d'impact concerné [35].

➤ *La caractérisation*

La caractérisation permet de convertir les flux d'inventaire, exprimés dans autant d'unités différentes qu'il y a eu de substances recensées, dans une unité commune pour chaque catégorie d'impact. Cette unité commune est l'indicateur de catégorie, il permet d'agréger les flux d'inventaire affectés à une catégorie d'impact grâce au facteur de caractérisation (I.1). Celui-ci évalue l'effet potentiel polluant d'une substance sur l'environnement par rapport à une substance de référence.

$$I_s = m_s \cdot CF_s \quad (I.1)$$

L'indicateur de catégorie I_s est relié au facteur de caractérisation CF_s d'une substance par la masse m_s de la substance S en question consommée ou émise dans l'environnement. Comme le rappelle le « *Code of Practice* » de la SETAC [42], le résultat l'indicateur de catégorie lié à un type d'impact correspond à la somme des facteurs de caractérisation des différentes substances contribuant à l'impact en question, pondérée de leurs masses respectives (I.2).

$$I = \sum_s m_s \cdot CF_s \quad (I.2)$$

Les facteurs de caractérisation sont calculés à partir de méthodes de caractérisation. Plusieurs méthodes sont à disposition des praticiens ; les plus connues à ce jour sont CML,

Eco-Indicator, EDIP, ReCIPE,... Chaque méthode fait ensuite appel à plusieurs modèles, comme RAINS [55], UsesLCA [56], USEtox [57] ou encore IPCC, selon la catégorie d'impact à caractériser. La norme ISO 14 040 ne fait pas de recommandation particulière quant à l'utilisation de ces méthodes. En revanche, des recommandations sont apparues à une échelle internationale pour l'utilisation de modèles particuliers afin de déterminer les facteurs de caractérisation de certains impacts environnementaux, comme l'augmentation de l'effet de serre et la toxicité humaine par exemple. Concernant l'augmentation de l'effet de serre, les ILCD Handbook [39] recommandent d'utiliser pour les approches *midpoint* le modèle de Bern développé par l'IPCC, *Intergovernmental Panel on Climate Change*, qui calcule le forçage radiatif de tous les gaz à effet de serre (GES) et les classe ensuite selon leur pouvoir de réchauffement global (PRG ou *Global Warming Potential* en anglais). Pour l'impact toxicité humaine ainsi que l'écotoxicité aquatique, le modèle USEtox [57] a été développé à partir de 2005 dans le cadre de l'initiative pour le cycle de vie lancée conjointement par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE ou *UNEP* en anglais) et la SETAC, la Société de Toxicologie et de Chimie de l'Environnement. Le modèle USEtox fournit un certain nombre de facteurs de caractérisation pour la toxicité humaine et l'écotoxicité aquatique, facteurs recommandés pour les substances organiques et provisoires pour les inorganiques (métaux lourds essentiellement). USEtox est un modèle scientifique et consensuel qui a émergé de la rencontre et de l'implication des précédents développeurs de modèles d'évaluation de la toxicité.

➤ *Les méthodes de caractérisation*

Ces méthodes de caractérisation ont été créées dans le but de lier les substances aux impacts potentiels par le biais des mécanismes d'impacts. Néanmoins, le devenir des substances, leur interaction avec l'environnement ainsi que leurs effets sur la cible sont encore mal connus [35]. Deux écoles de pensée se distinguent parmi les méthodes de caractérisation, il s'agit des méthodes dites *midpoint* ou *endpoint* (cf. Figure 14)

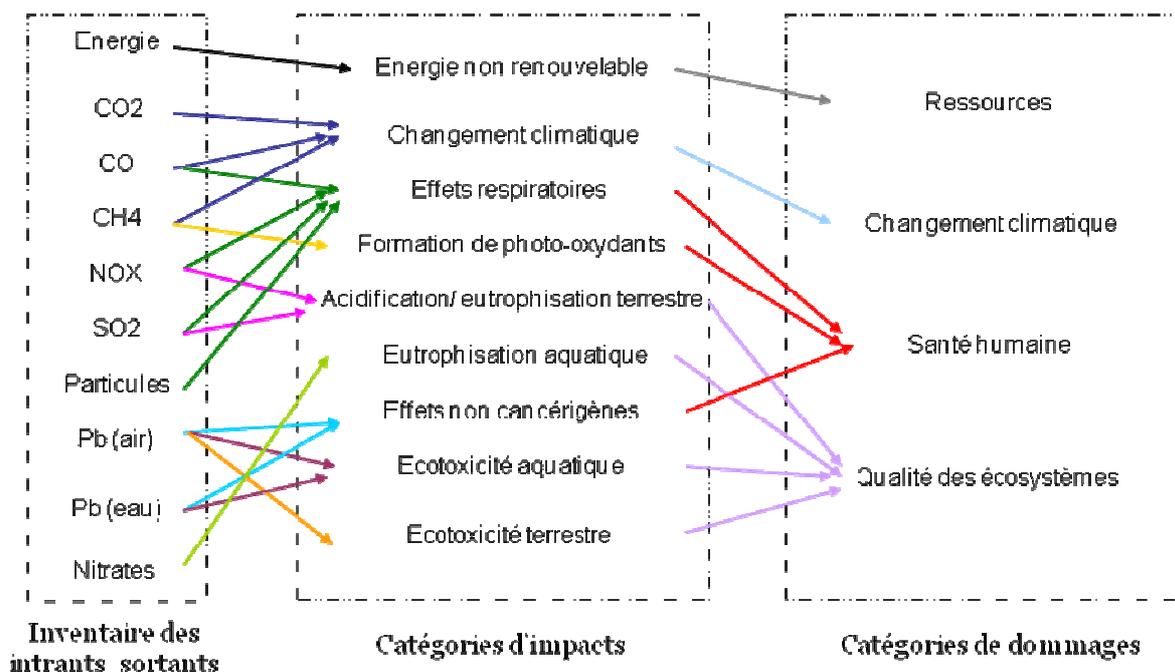


Figure 14 : Exemple de schéma d'analyse de l'impact, ici selon la méthode IMPACT 2002+

La caractérisation *midpoint* exprime les substances de l'inventaire du cycle de vie d'un système en impacts environnementaux, qui se situent à mi-chemin entre les émissions et les dommages sur la chaîne de cause à effet. Comme la chaîne de cause à effet est mal connue, les partisans de la méthode *midpoint* préfèrent ne pas la modéliser dans son intégralité [58], mais se restreignent plutôt à une quantification des impacts assez tôt sur cette chaîne, afin d'en limiter les incertitudes [59]. Les praticiens de l'ACV en France sont plutôt partisans de l'approche *midpoint* qu'*endpoint*. Ils considèrent que plus le niveau d'agrégation est élevé, plus le contenu originel de l'information est perdu, en dépit de la plus grande complexité à expliquer et comparer une dizaine de catégories d'impacts (cf. Figure 15). En outre, aller trop loin dans la modélisation de la chaîne de cause à effet augmenterait potentiellement selon eux l'incertitude générée par rapport à une méthode *midpoint*. Les méthodes de caractérisation d'impacts *midpoint* les plus connues en ACV sont CML [60], EDIP 1997, et TRACI [61]. Elles ont été développées respectivement par l'université de Leiden aux Pays-Bas, l'institut pour le développement de produits (IPU, *Institute for Product Development*) de l'université technique du Danemark et l'US-EPA aux Etats-Unis.

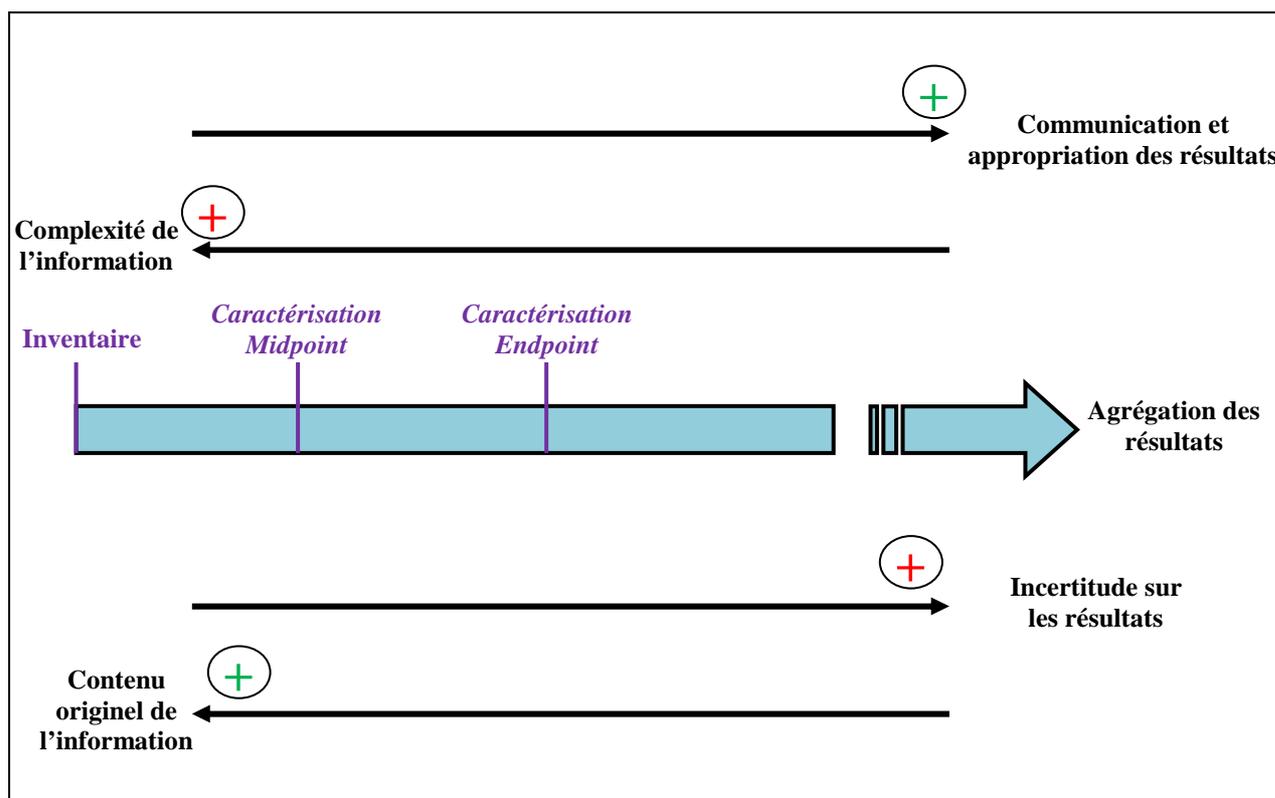


Figure 15 : Agrégation des résultats et niveau d'information

Les méthodes de caractérisation *endpoint*, quant à elles, modélisent l'impact en fin de chaîne de cause à effet. Les substances de l'inventaire sont converties en catégories de dommages, ou aires de protection. Un consensus a d'ailleurs été établi au sein de la communauté scientifique ACV sur la définition de trois aires de protection [62] : la santé humaine, la qualité des écosystèmes, et les ressources naturelles. Une quatrième sur « l'environnement humain », relative au patrimoine historique et aux bâtiments, vient parfois compléter ces trois premières aires de protection [63]. Les défenseurs de l'école *endpoint* soutiennent que la finalité de l'ACV est de fournir des résultats en termes d'impacts sur les aires de protection et que, par conséquent, la caractérisation doit inclure la totalité du mécanisme environnemental, depuis les émissions jusqu'aux dommages [62]. La caractérisation en catégories de dommages fournit des résultats plus facilement interprétables qu'en *midpoint* au regard du format des unités dans lesquels ils sont exprimés [59]. Par ailleurs, cette meilleure appropriation des résultats s'explique pour les deux raisons suivantes. D'une part, les catégories de dommages correspondent aux aires de protection, compréhensibles par un large public. D'autre part, les catégories de dommages sont en

nombre plus restreint que les catégories d'impacts *midpoint*. En revanche, le degré d'agrégation étant plus élevé qu'avec une méthode *midpoint*, le niveau d'incertitude potentiel avec les modèles *endpoint* est plus élevé [62] et l'information transmise est nécessairement moins détaillée. Les méthodes de caractérisation *endpoint* les plus utilisées sont Eco-Indicator 99 [64], développée par le bureau d'études Pré-Consultant aux Pays Bas, Impact 2002+, développée par l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne en Suisse [65]. Nous pouvons également citer EDIP 2003, qui contrairement à la version de 1997 est orientée dommages [66].

Si les deux écoles apparaissent opposées, elles ne sont pas nécessairement incompatibles [67]. Leur principal point de divergence se résume à la réponse à la question suivante : l'utilisation de résultats en catégories de dommages, donnant une fausse impression de certitude et de précision, peut-elle être justifiée sous couvert d'une meilleure facilité d'interprétation ?

La réponse varie selon les différentes catégories d'impacts à analyser [62] et selon les praticiens et les clients de l'ACV réalisée, même si, fondamentalement, les partisans de l'école *midpoint* privilégient la minimalisation de l'incertitude à la simplification d'interprétation des résultats. Des tentatives d'harmonisation de ces deux méthodes ont d'ailleurs été réalisées. Ainsi, les méthodes LIME 2 [68], du second projet national en ACV du Japon, IMPACT 2002+ [65], et celui issu du projet ReCiPe [69] ont été développés afin de coupler les approches *midpoint* et *endpoint*. Cependant, la communauté scientifique en ACV se répartit majoritairement selon les deux écoles *midpoint* et *endpoint*.

Si la norme établit un ordre pour la réalisation de l'évaluation avec d'abord la classification, puis la caractérisation, les logiciels d'ACV permettent de réaliser simultanément ces deux étapes. En pratique, grâce aux logiciels d'ACV, les résultats d'indicateurs de catégorie peuvent être calculés quasi instantanément, selon la méthode de caractérisation préalablement sélectionnée. Il est possible de comparer pour un même système les résultats de différentes méthodes de caractérisation à moindre frais.

La classification et la caractérisation sont les deux seules étapes obligatoires de la phase d'évaluation des impacts. Il est ensuite possible de travailler les résultats obtenus afin d'en faciliter leur appropriation. Avoir des résultats « simplifiés » d'ACV et plus compréhensibles s'explique par la volonté de divulguer, de communiquer, et de valoriser plus

aisément sur les résultats d'ACV au grand public ou à des non-avertis. En outre, quand les résultats sont destinés à des décideurs, ces derniers exigent parfois des praticiens de l'ACV une réponse « clef-en main », qui ne leur demande pas de procéder à des arbitrages entre les différents impacts. Pour répondre à ces exigences, les résultats issus de la caractérisation peuvent être retravaillés soit par normalisation, en situant les résultats par rapport à une zone géographique donnée avec par exemple l'utilisation de l'équivalent habitant européen ou français, soit par pondération et agrégation pour l'obtention d'un score unique.

► *La normalisation*

La normalisation constitue la première étape facultative de l'évaluation des impacts. Les résultats de la caractérisation sont exprimés en fonction de valeurs de références, que le praticien aura choisies, afin de relativiser l'importance de ces impacts [62]. Les valeurs de référence peuvent correspondre aux impacts moyens d'un habitant ou des activités anthropiques d'une zone géographique donnée, comme un pays, une région. Heijungs [70] rappelle la formule de normalisation pour un indicateur de catégorie donné :

$$h_{j,norm} = \frac{h_j}{h_{j,ref}} \quad (I.3)$$

L'indicateur de catégorie normalisé $h_{j,norm}$ de la catégorie d'impact j est le ratio entre l'indicateur de catégorie non normalisé h_j de la catégorie d'impact j du système étudié et l'indicateur de catégorie $h_{j,ref}$ de la catégorie d'impact j pour le système de référence choisi.

Initialement, et comme le souligne Norris [71], la normalisation en ACV était une technique utilisée comme étape préalable à la pondération et à l'agrégation des résultats de catégories d'impacts, c'est du moins ce que présentait le LCA *Code of Practice* en 1993 [42]. La normalisation en ACV a pris un autre sens à peine quelques années après [72]. Désormais, et comme le spécifie la norme ISO 14 040, la normalisation a pour but de positionner les résultats obtenus dans un contexte, et de mieux comprendre l'importance relative et l'ampleur des résultats. La normalisation est donc essentiellement un outil utilisé pour mettre en évidence les catégories d'impacts représentant un enjeu majeur pour un système évalué dans un contexte donné, avant d'être une étape de traitement des résultats pour leur agrégation ultérieure, même si les deux objectifs cohabitent toujours.

➤ *La pondération*

La pondération est l'autre étape facultative de l'évaluation des impacts et permet d'accorder un poids relatif à chaque catégorie d'impact. Elle peut succéder à la normalisation si celle-ci a eu lieu. La pondération vise à répondre à deux questions. Premièrement, l'ACV fournit des résultats pour différentes catégories d'impacts, exprimés dans des unités différentes, avec des échelles différentes. Dès lors, au sein d'une alternative, comment comprendre et comparer les différents impacts entre eux, et quelle importance relative leur donner [73] ? Ce cas de figure peut se présenter pour des objectifs d'optimisation ou d'éco-conception. Deuxièmement, la pondération peut être une étape préalable et nécessaire à l'agrégation des résultats. Ce cas de figure se présente notamment avec des objectifs de sélection. Le décideur souhaite ne retenir qu'une alternative parmi plusieurs, celle qui serait majoritairement dominante. Or, en général, d'une alternative à une autre, l'amélioration du score de certaines catégories d'impacts se fait au détriment d'autres. L'agrégation des résultats en un score unique permet de classer les alternatives au regard du système de pondération mis en œuvre [73]. Même si ce principe est vivement discuté en ACV, la pondération offre donc les possibilités de rendre comparables entre elles différentes catégories d'impacts mais aussi d'agréger les résultats d'impacts en un score unique.

Cette question de l'agrégation en ACV sera plus amplement traitée en fin de chapitre dans la partie 2-4.

2-1-6 L'interprétation des résultats

L'ACV ne se réduit pas à fournir des résultats d'impacts bruts, le praticien doit aussi être en mesure de les restituer de façon claire et de les mettre en perspective par rapport aux objectifs préétablis et aux hypothèses posées. Ce travail d'interprétation des résultats constitue la quatrième et dernière étape de l'ACV.

Dans un premier temps, l'interprétation doit permettre au praticien de présenter les résultats de l'analyse et d'en tirer des conclusions au regard des objectifs énoncés lors de la première étape. Pour cela, le praticien peut mener une analyse de sensibilité sur certains paramètres, pour montrer leur variabilité potentielle. L'analyse de sensibilité permet effectivement de détecter la dépendance des résultats aux données d'inventaire et aux méthodes de caractérisation utilisées.

Les conclusions apportées doivent être nuancées par un rappel des limites de l'analyse concernant les données d'inventaire, la modélisation et la caractérisation des impacts, ainsi que l'incertitude engrangée au cours des étapes successives de l'ACV. A ce titre, le praticien peut mener une analyse de l'incertitude afin de quantifier l'incertitude obtenue dans les résultats d'impacts au regard de la propagation des incertitudes depuis la phase d'inventaire jusqu'aux résultats d'impact. L'analyse de l'incertitude permet donc mesurer la robustesse des résultats obtenus.

Selon le cadre et les objectifs de l'ACV, l'analyse des résultats peut aboutir à des recommandations pour les décideurs concernés par l'évaluation.

Enfin, la cohérence des résultats avec les objectifs et le champ de l'étude peut être vérifiée en pratiquant un contrôle de complétude. Il s'agit d'une vérification de l'exhaustivité des données pertinentes prises en compte au regard des objectifs fixés. Si les résultats manquent de cohérence, il est nécessaire de relancer le processus itératif en révisant les étapes défailtantes comme le champ et les objectifs de l'étude, la nature et la qualité des données.

2-2 Les limites de l'ACV

L'interprétation des résultats, la quatrième et dernière étape de l'ACV, demande aux praticiens d'exposer les limites spécifiques à la réalisation de l'ACV pour leur cas d'étude, afin de relativiser la portée de leurs résultats. De façon plus générale, l'ACV présente des limites inhérentes à la mise en œuvre de chacune de ses trois premières étapes, à savoir la définition des objectifs et du champ de l'étude, l'inventaire et l'évaluation des impacts.

2-2-1 Limites liées au champ et aux objectifs de l'étude

La mise en œuvre d'une ACV est « *goal dependent* ». Les hypothèses méthodologiques, et par conséquent les résultats, sont liés aux objectifs de l'ACV. Ce constat est d'autant plus vrai sur la première étape de l'évaluation, la définition des objectifs et du champ de l'étude, où le praticien de l'ACV doit effectuer des choix concernant l'unité fonctionnelle, la fonction, les frontières et les limites du système, qui doivent être compatibles avec les objectifs de l'étude [74]. Le choix de l'unité fonctionnelle ne dépend pas uniquement

du système étudié mais aussi des objectifs de l'évaluation. C'est ce qui rend cette tâche difficile et en fait un des problèmes méthodologiques clefs de l'ACV [75]. La définition des objectifs, du système, de son unité fonctionnelle et de ses frontières sont donc les points clés de cette première étape.

Les objectifs d'une ACV doivent être déterminés dans le but d'apporter des éléments de réponse à une question donnée. Il faut donc s'assurer, avant de définir les objectifs, que l'ACV permet de traiter la question posée d'une manière pertinente. Si cela est le cas, les objectifs retenus devront donc être en cohérence avec la question posée.

Le choix d'un objectif cohérent n'empêche cependant pas le praticien de choisir une unité fonctionnelle mal adaptée. La construction de l'unité fonctionnelle ne doit pas être sous-estimée, et cette dernière doit respecter les trois sous-unités précédemment décrites (cf. paragraphe 2-1-3). Une réflexion collective peut faciliter le choix et la construction d'une unité fonctionnelle appropriée.

Le choix des frontières fonctionnelles, temporelles et spatiales du système est également crucial pour la suite de l'ACV. D'une part, le praticien doit s'assurer que les frontières retenues sont en accord avec les objectifs de l'ACV et le choix de l'unité fonctionnelle. D'autre part, pour assurer la comparabilité de plusieurs alternatives, ces frontières doivent être semblables entre elles. Les frontières spatiales et temporelles sont implicitement liées aux caractéristiques de l'unité fonctionnelle, à savoir la fonction décrite et la durée du service. Les frontières fonctionnelles sont déterminées quant à elles par la fonction du système et les objectifs de l'étude.

Cependant, comme nous l'avons expliqué précédemment, les fonctions entre systèmes sont rarement strictement identiques, c'est pourquoi le praticien fait appel à des règles d'allocation. Si ces règles sont « pratiques » et permettent de mener entièrement une ACV, elles présentent néanmoins de nombreuses limites.

Quelle que soit la règle utilisée, l'allocation est une procédure arbitraire, même si le praticien essaie de choisir la règle qui lui paraît la plus juste et la plus appropriée [76]. En effet, la charge environnementale est répartie ou substituée selon certaines règles, mais celles-ci ne sont pas uniques. Elles peuvent notamment dépendre fortement de l'objectif et du champ

d'étude de l'ACV [77]. Parmi les règles d'allocation, il n'en existe pas de meilleure, même si la norme recommande de préférer l'extension des frontières à la répartition. Au contraire, Heijungs et Guinée [53] défendent l'allocation par répartition selon des critères physiques. Ils jugent certes cette procédure arbitraire mais honnête. En revanche, ils considèrent que la substitution est une méthode moins honnête car elle crée une situation virtuelle, avec des procédés substitués qui n'existent pas : « *The essential feature of an avoided process is that it is not there* ».

Toutefois, cette réflexion est à nuancer. D'une part, l'allocation par substitution est couramment pratiquée et semble inévitable lorsqu'il n'est pas possible, même virtuellement, de décomposer un procédé en plusieurs co-fonctions, comme cela est le cas en gestion des déchets. D'autre part, le choix des procédés substitués n'est pas réalisé au hasard même s'il peut être discutable. Les choix de substitution font en effet écho à l'approche conséquentielle de l'ACV [78] [79]. Concernant l'allocation, cette approche vise à utiliser l'extension de système pour répondre aux questions suivante : Par quoi les co-produits seraient-ils réellement substitués et quels sont les changements que cela entraînerait ? La quantification des émissions et des consommations des produits de substitution donne lieu à des impacts évités, de signe négatif. Le problème majeur de la substitution réside plus dans l'interprétation des impacts évités qu'elle occasionne (contrairement à la répartition) que dans le fait d'additionner ou de soustraire un ou des procédés au système étudié.

Finalement, aucun consensus n'est établi pour les règles d'allocation. La bonne pratique consiste pour l'instant à *minima* de mener une analyse de sensibilité sur la règle de répartition ou de substitution mise en œuvre.

2-2-2 Limites liées à l'inventaire

Lors de la phase d'inventaire, les intrants et les sortants du système sont quantifiés grâce au recueil de données. Cette tâche, en plus de s'avérer longue et fastidieuse, est une des principales causes de l'incertitude sur les résultats [73].

Les sources de données peuvent être très diversifiées. Les données peuvent en effet provenir de recherches bibliographiques, de bases de données, être expérimentales ou issues de campagnes de mesures *in situ*,... Cette pluralité des sources est une des premières causes de l'incertitude de l'inventaire car leurs représentativités technologique, temporelle et

géographique posent question face au manque d'information sur leur contexte d'utilisation qui n'est pas assez souvent spécifié. Il est également possible que des données soient indisponibles. Ces données manquantes sont alors comblées par des extrapolations ou des valeurs approximatives avec un degré élevé d'incertitude.

Les bases de données spécifiques à l'ACV sont généralement bien renseignées et mises à jour régulièrement. Ces bases de données servent essentiellement à construire l'arrière-plan d'un système (cf. partie 2-1-4), comme l'extraction, la fabrication et le transport de matières premières et d'énergie.

Elles doivent cependant être utilisées avec un certain regard critique. Les procédés issus de ces bases de données font souvent l'objet de règles d'allocation implicites et possèdent des frontières spécifiques qui ne correspondent pas nécessairement à celles que le praticien veut appliquer. De plus, quand le procédé en question fait appel à d'autres étapes en amont de son cycle de vie, il se peut que les émissions résultantes soient agrégées, dans le sens où il n'y a pas de distinction des contributions relatives du procédé étudié et des étapes en amont du cycle de vie. Néanmoins, dans la base de données Ecoinvent, les deux versions du procédé, unitaire et agrégée, sont généralement disponibles.

L'incertitude de l'inventaire se propage alors aux résultats de l'évaluation des impacts. Dans certains logiciels, comme GaBi ou SimaPro, il est d'ailleurs possible de renseigner soi-même la fiabilité des données d'inventaire par un indicateur qualitatif de couleur. Cet indicateur a un rôle essentiellement illustratif, mais il permet à *minima* d'avoir une vue d'ensemble sur la qualité des données utilisées pour la modélisation du système. La plupart des logiciels possèdent également des fonctions d'analyse de l'incertitude, soit grâce à des analyses de sensibilité classiques, soit grâce à des méthodes plus complexes comme l'analyse de Monte Carlo.

2-2-3 Limites liées à l'évaluation des impacts

Les limites de l'évaluation des impacts concernent essentiellement leur caractérisation. D'une part, ces limites sont liées au degré de modélisation des impacts dans la chaîne de cause à effet, avec le choix des approches *midpoint* ou *endpoint*. D'autre part, ces limites proviennent d'hypothèses relatives à la caractérisation de certains impacts, comme la possibilité de spatialiser certaines sources d'émission du système. Les principes et méthodes

liés à la pondération et à l'agrégation des résultats constituent l'autre catégorie principale de limites de la phase d'évaluation.

Plusieurs méthodes de caractérisation sont à disposition des praticiens. Mise à part la méthode USEtox recommandée par le Life cycle Initiative de l'UNEP/SETAC et l'ILCD Handbook [40] pour la toxicité humaine, il n'existe pas de préconisation quant à l'utilisation de ces méthodes et quant au choix d'une approche *midpoint* ou *endpoint* pour le niveau de modélisation des impacts dans la chaîne de cause à effet. Chacune de ces approches présente ses intérêts et ses limites, le choix revient donc au praticien. Par défaut, l'ILCD Handbook [39] recommande néanmoins l'utilisation de méthodes couvrant certaines catégories d'impact *midpoint* ainsi que les effets sur les trois aires de protection, déterminés par une approche *endpoint*. Les méthodes *endpoint*, en raison de leur agrégation des résultats selon trois aires de protection ou catégories de dommages, en facilitent *a priori* l'interprétation, mais réduisent la qualité de l'information par rapport aux méthodes *midpoint* [62]. Le débat se poursuit quant à l'utilisation de l'une ou l'autre méthode, qui sont conceptuellement différentes. En outre, d'une méthode à une autre, pourtant issues de la même approche, le nombre de catégories d'impacts peut varier, et la correspondance entre ces catégories d'impacts n'est pas toujours effective [73].

Par ailleurs, l'ACV est un outil qui traditionnellement ne traite pas la problématique de temporalité des émissions et des impacts [73]. L'inventaire des substances émises ne prend en compte ni les lieux ni les périodes d'émission. Cela repose sur l'hypothèse que la différenciation temporelle et spatiale des émissions est difficile à approcher mais est aussi peu pertinente dans une approche globale et non contextualisée, appelée *Site Generic*, telle que l'ACV [80]. Avec cette approche, l'évaluation est réalisée dans un environnement standardisé [35] afin de permettre une approche globale en cohérence avec la notion de cycle de vie, puisque que le système étudié est susceptible de rejeter des substances polluantes à divers endroits du globe. Or l'occurrence et l'intensité de certains impacts, comme les impacts locaux voire régionaux tels que la toxicité, l'écotoxicité, l'eutrophisation et l'acidification, dépendent fortement des caractéristiques spatio-temporelles de l'émission et du milieu impacté [81]. Pour ces impacts, la différenciation spatiale et temporelle des émissions doit permettre de tendre vers une meilleure appréciation de l'impact « réel » [81].

L'approche *Site Generic* était soutenue à ses débuts par certains praticiens de l'ACV [82]. Les premières méthodes de caractérisation n'ont pas intégré la spatialisation des impacts, en raison de la difficulté à réaliser un inventaire exhaustif prenant en compte la localisation géographique des sources d'émission [35].

L'approche *Site Specific* est à l'opposé de l'approche *Site Generic*. L'approche *Site Specific* est notamment appliquée pour les Etudes d'Impact car elles se concentrent sur un site connu et évalue les impacts de l'activité du site en fonction des caractéristiques locales du milieu environnant. Bien que cette approche permette une meilleure évaluation des impacts locaux, elle n'est pas adaptée à l'ACV qui est une analyse globale et partiellement décontextualisée [81].

Ne pouvant appliquer l'approche *Site Specific*, la communauté des praticiens de l'ACV a tenté de surmonter les limites de l'approche *Site Generic* en développant des méthodes de caractérisation basées sur une approche intermédiaire dite *Site Dependent*, notamment pour les impacts acidification et toxicité humaine (cf. Figure 16) [83] [55].

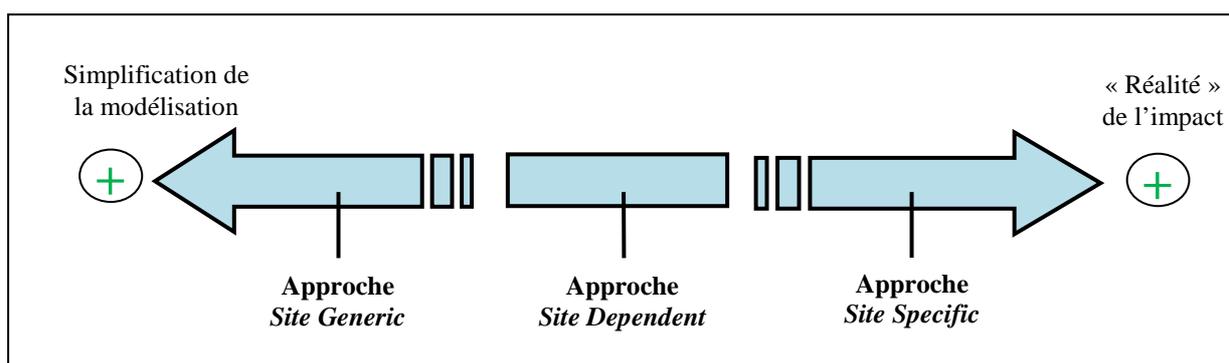


Figure 16 : Modélisation de l'impact selon les différentes approches de spatialisation, inspiré de [35]

La faisabilité de l'utilisation de l'approche *Site Dependent* en ACV a été démontrée par Potting et Hauschild [84] [85]. C'est une approche théorique qui intègre les caractéristiques du milieu dans l'étape de caractérisation dans le but d'améliorer la modélisation des impacts à caractère local. Cette caractérisation spatialisée des impacts nécessite de prendre en compte le lieu des émissions dans le calcul des facteurs de caractérisation. Ces lieux d'émission et leurs caractéristiques, pouvant être définis lors de l'inventaire, permettent de définir des facteurs de devenir, d'exposition et d'effet des substances [35]. Les méthodes de caractérisation *endpoint* USEtox [57], Impact 2002+ [65], Eco-Indicator 99 [64], et EDIP 2003 [86] sont construites selon cette approche *Site Dependent*.

Cependant, l'approche *Site Dependent* telle qu'elle est appliquée dans les méthodes *endpoint* présente des limites. Ces limites sont liées d'une part à l'incertitude sur les résultats obtenus, et d'autre part à la non résolution dans son intégralité de la problématique de spatio-temporalité des impacts. En effet, l'étape de caractérisation selon l'approche *Site Dependent* agrège un grand nombre de paramètres en un seul indicateur, le facteur de caractérisation [35]. Ce point augmente l'opacité de la méthode et des résultats, comme cela a déjà été expliqué dans les limites des méthodes *endpoint*. En outre, comme le souligne Aissani [35], la question de spatio-temporalité des impacts concerne deux points : l'écart entre l'impact réel et l'impact potentiel calculé en termes « d'intensité », approché par les méthodes *endpoint* avec une approche *Site Dependent*, et l'occurrence de l'impact. Ce deuxième point n'est pas traité par ces méthodes. Pour tenter de résoudre ce problème, ainsi que la question de l'agrégation des paramètres dans l'étape de caractérisation, des chercheuses françaises [35] [87] ont récemment proposé d'intégrer le caractère spatio-temporel des émissions et des impacts dès la phase de classification.

Enfin, l'étape facultative de normalisation des impacts montre également des limites dans sa mise en œuvre. Le choix du système de référence pour calculer l'indicateur de catégorie normalisé peut mener à surestimer ou sous-estimer les résultats d'impact. Ce biais a d'autant plus de conséquences lorsque la normalisation n'est qu'une étape préalable à la pondération [70]. La question est donc de déterminer de manière transparente le système de référence retenu : référence industrielle, référence environnementale, référence contextuelle, et de vérifier que ce choix est en cohérence avec l'objectif poursuivi. En outre, le choix d'un système de référence implique que les données sont disponibles pour l'évaluer au regard des impacts proposés en ACV [62], ce qui n'est pas toujours le cas.

2-2-4 Conclusion

Après avoir présenté les principes de mise en œuvre de l'ACV selon un processus itératif en quatre étapes, les principales limites méthodologiques actuelles de la méthode ont été soulevées. Elles concernent les questions de règles d'allocation pour les systèmes avec co-fonction et l'évaluation spatio-temporelle des impacts. Ces limites constituent certes des axes de recherche en méthodologie pour l'ACV, mais elles ne sont pas pour autant un frein à son utilisation dans un contexte d'évaluation environnementale. Il avait d'ailleurs été indiqué

dans la première section de ce chapitre (cf. paragraphe 1-3-3) que l'ACV était l'un des outils les plus utilisés en gestion des déchets. Le point 2-3 suivant s'attache à analyser au travers d'études de cas publiées majoritairement dans des revues les spécificités des ACV de gestion de déchets, tant sur les quatre étapes de sa mise en œuvre que sur les difficultés méthodologiques.

2-3 Spécificité des ACV en gestion des déchets

L'ACV est conçue pour des systèmes de produits qui, selon la norme ISO 14 040 [36], concerne à la fois des biens et des services. La gestion des déchets correspond à un système de produit répondant à un service, celui de la collecte et du traitement des déchets, réalisé à partir d'un flux matériel : les déchets. Les ACV de gestion de déchets s'intéressent au cycle de vie d'un déchet, donc de sa collecte à son traitement en passant par les différentes valorisations possibles. L'hypothèse majeure qui en découle est que le flux de déchets entrant dans le système n'a aucune charge environnementale appelée aussi *zero burden assumption*. Ainsi, les étapes de fabrication, transport, et d'utilisation du « bien » avant qu'il ne devienne un déchet ne sont pas prises en compte dans l'ACV. L'application de l'ACV à la gestion de la fin de vie des produits présente certaines particularités et adaptations méthodologiques qui vont être illustrées grâce à un tour d'horizon, non exhaustif, des ACV déchets dans la littérature. Celles-ci concernent :

- des études de cas d'ACV de gestion de déchets « ménagers » publiées dans des revues internationales à comité de lecture,
- des études publiées dans des rapports commandités par des Länder (Allemagne) et réalisés par des centres de recherche et bureaux d'étude publics,
- des publications traitant des problèmes méthodologiques spécifiques aux ACV de gestion de déchets « ménagers »,
- une publication faisant un état de l'art sur des études de cas publiées en ACV de gestion de déchets [88]. Cet état de l'art a été réalisé sur des publications parues entre 2002 et 2007 (huit d'entre elles ont été également répertoriées dans l'état de l'art des études de cas ci-dessus).

Au total, plus d'une quarantaine de références a été examinée (cf. Annexe I-2). Alors que jusqu'en 2008, les publications étaient peu nombreuses, un boom a été constaté depuis

2010 [89]. Des publications relatives au TMB [90], à la gestion de la fraction organique [91], et aux traitements biologiques par compostage et/ ou méthanisation [92] sont apparues ces dernières années. Dans la revue ci-dessous, seules les publications jusqu'en 2008 ont été prises en compte.

L'analyse de ces publications et rapports passe en revue chacune des étapes de la mise en œuvre de l'ACV. Un focus plus particulier est réalisé pour les première et troisième étapes de l'ACV qui présentent les plus grandes adaptations à l'objet étudié, la gestion des déchets. L'objectif de cette analyse est d'identifier les principales caractéristiques de ces ACV de gestion de déchets en termes de particularités méthodologiques et de questions de recherche encore latentes.

2-3-1 Objectifs et champs de l'étude

L'évaluation environnementale de systèmes de gestion de déchets (ménagers) peut répondre *a priori* à plusieurs objectifs que sont entre autres l'amélioration de procédés de traitement au sein d'une filière, la sélection d'une alternative de gestion, le contrôle et la vérification *a posteriori* de la performance environnementale de toute une filière ou de procédés de traitement spécifiques. Cette évaluation environnementale peut, en outre, être réalisée à différentes échelles de territoire mais aussi dans divers pays et cadres contextuels, dans lesquels les problématiques de gestion de déchet ne sont pas identiques. C'est pourquoi, pour cette première étape, l'attention a été portée sur les objectifs, l'échelle de territoire impliquée et la localisation géographique des études d'ACV de gestion de déchets.

2-3-1-1 Objectifs de l'étude

Les ACV déchets étudiées s'appliquent soit à des filières de gestion de déchets, soit à des procédés et des technologies de traitement de déchets. Des objectifs différents sont poursuivis dans la réalisation de ces ACV et concernent :

- la sélection d'une filière ou d'un procédé,
- l'amélioration d'une filière ou d'un procédé,
- l'implémentation de bases de données ou de connaissances relatives aux impacts des procédés de traitement,

- le contrôle de la cohérence de la mise en place d'une réglementation.

Au sein des études de cas analysées, la sélection et l'implémentation de connaissances sont les deux objectifs les plus fréquemment rencontrés.

➤ *La sélection*

La sélection de filière, de procédé ou de technologie est l'objectif qui revient le plus souvent parmi les études de cas. Cette sélection peut être effectuée dans un contexte de révision, d'orientation ou de planification du choix de filière de gestion des déchets. Ces plans de gestion de déchets concernent aussi bien une ville en Autriche [93], qu'un district [94] ou une province [95] en Italie, ou encore un Etat américain [96].

D'autres études se positionnent comme élément d'aide au choix de filière ou de technologie d'une collectivité, sans être intégrées dans un réel processus d'aide à la décision, comme la révision des plans de gestion de déchets. Ces références concernent des choix de gestion de filière pour différentes fractions : les OMR essentiellement [97] [98] [99] [100] [101] [102], les Journaux-Revues-Magazines (JRM) [103], les déchets des marchés [104] ou pour l'ensemble des déchets biodégradables d'une ville (boues de stations d'épuration, déchets ménagers, déchets des abattoirs,...) [105].

Deux publications ont pour objectif de sélectionner le meilleur procédé de traitement parmi plusieurs bioréacteurs [106], ou plusieurs options de stockage des déchets ménagers [107].

➤ *Implémentation des connaissances sur les procédés et leurs impacts*

Pour certaines études, les objectifs ne sont pas toujours évidents, comme le constate Cleary [88] dans son état de l'art. Les auteurs invoquent souvent la comparaison de filières ou de procédés de traitement, ce qui ne constitue pas un objectif. Sous ces termes de « comparaison » se cache souvent la volonté d'avoir une meilleure compréhension des impacts environnementaux d'une filière ou d'un procédé, en fournissant notamment de l'information sur les étapes et les procédés les plus et les moins contributeurs. Cet apport de connaissances est parfois un objectif secondaire dans l'étude, et constitue un complément à l'objectif premier de sélection d'un mode de traitement [108] [109] [106]. L'apport d'éléments d'information sur les impacts environnementaux vise également à mieux comprendre les intérêts et les limites de choix de filières [110] [111] [112] [113] [103] [97].

La mise en évidence des étapes les plus impactantes d'une filière, ou des impacts dominants d'une filière au regard d'autres alternatives de gestion de déchets peut servir à l'amélioration des filières en question, même si cela n'est pas annoncé comme un objectif dans les publications précédemment citées. Quelques études mentionnent cependant l'intention d'évaluer des systèmes dans le but de les améliorer, c'est l'objet du point suivant.

➤ *Amélioration*

L'objectif d'amélioration concerne, d'une part, les filières avec la détermination de leviers d'action pour réduire les impacts sur les gaz à effet de serre [61] [114] [115] et, d'autre part, les procédés de traitement comme la gestion du biogaz en centre de stockage [109].

Enfin, même si un seul exemple a été relevé, les ACV de systèmes de gestion de déchets peuvent être menées pour vérifier la cohérence de la mise en place d'une réglementation nationale ou supra-nationale à un territoire local. Kirkeby [116] souhaite ainsi vérifier si la hiérarchie des traitements de déchets ménagers imposée par l'Europe est pertinente en termes d'impacts environnementaux à l'échelle locale.

2-3-1-2 Localisation géographique et échelle territoriale

Les objectifs poursuivis lors de la réalisation des « ACV déchets » sont liés en partie à l'échelle territoriale à laquelle le système s'applique, pouvant être source de différents enjeux environnementaux et/ou de gestion.

Quelques études sont parfois décontextualisées, notamment lorsqu'il s'agit d'obtenir des connaissances en termes d'impacts sur des procédés de traitement [107] [106], mais Cleary [88] observe dans son état de l'art que la grande majorité des publications provient de l'évaluation de cas réels.

L'évaluation de filières de gestion de déchets est réalisée principalement à une échelle locale, à savoir la ville et son agglomération, pour une quinzaine de cas et correspond plus à un objectif de sélection. Ce constat est confirmé par Cleary qui recense 17 publications sur 20 réalisées à l'échelle de la « municipalité ».

Des ACV ont également été menées à différentes échelles régionales, des plus petites comme le comté, le district ou la province [94] [99] [117], aux plus grandes comme la région ou l'Etat [118] [96]. Des ACV de gestion de déchets ont également été menées à l'échelle du

pays, notamment celui de l'Allemagne, par exemple pour mesurer les impacts du traitement par incinération [115], ou pour connaître l'évolution générale des impacts de la gestion des déchets ménagers entre 1990 et 2005 [119]. Les ACV menées à une échelle nationale ou à une grande échelle locale sont inscrites dans un contexte de planification de la gestion des déchets ménagers et fournissent des éléments d'information soit sur l'évaluation *a posteriori* de la mise en œuvre de plans, soit pour la réorientation de ces mêmes plans.

Si l'évaluation menée est globale, avec l'analyse d'une filière sur son cycle de vie, l'étendue du service rendu est en revanche majoritairement locale, à une échelle micro-économique.

2-3-2 Définition du système étudié

Après la détermination des objectifs, la définition du système est l'autre point essentiel de la première étape de l'ACV. L'inventaire et l'évaluation des impacts qui seront ensuite réalisés en dépendent. La définition du système repose sur la construction de l'unité fonctionnelle, le choix du flux de référence et les frontières fonctionnelles et temporelles propres au système en question.

2-3-2-1 Choix de l'unité fonctionnelle et du flux de référence

L'unité fonctionnelle doit être explicitée pour chaque étude et doit comporter de façon quantifiée les trois sous-unités de service, de produit, et de temps qui la définissent. Kirkeby [120] rappelle dans une publication dédiée à la modélisation d'ACV de systèmes de gestion de déchets avec le logiciel EASEWASTE que l'unité fonctionnelle doit à *minima* définir une quantité de déchets sur un territoire donné. Coleman [121] explique quant à lui que l'unité fonctionnelle doit décrire les fonctions primaires remplies par le système de gestion de déchets analysé. Selon lui, plusieurs types d'unités fonctionnelles sont acceptables et se valent. Il distingue deux catégories principales d'unité fonctionnelle, l'une qui exprime une quantité arbitraire de déchets, et l'autre qui traduit une quantité de déchet produite par une population sur un territoire donné. Il précise toutefois que des informations supplémentaires reliant la quantité et la qualité des déchets avec la population étudiée doivent être fournies.

L'unité fonctionnelle en ACV de gestion de déchets est donc relative à l'entrant et non au sortant (comme généralement dans les ACV produit) puisque la fonction principale est la gestion du déchet entrant dans le système.

Dans la pratique, Cleary [88] observe que seules 11 publications sur les 20 passées en revue fournissent une définition explicite de l'unité fonctionnelle. Dans la plupart des cas, cette unité fonctionnelle se limite à la quantification d'un flux de déchets traités, sans en mentionner le territoire. En outre, l'unité temporelle n'est pas toujours présente.

Concernant les études de cas, deux types d'unités fonctionnelles peuvent être distingués, se rapprochant de celles définies par Coleman :

- La collecte ou traitement ou gestion d'une quantité arbitraire de déchets produite sur un territoire donné (pour 11 études de cas), généralement « 1 tonne » [117] [106] [104] [103] [122] [123] [113] [108] [96] [107] [95].
- La collecte ou traitement ou gestion de la quantité de déchets produite par une collectivité donnée sur une année (pour 10 études de cas) [97] [110] [102] [94] [93] [100] [101] [112] [124] [125]. Dans cette seconde catégorie d'UF, l'unité de temps n'est pas toujours explicite.

Certaines publications ne mentionnent pas l'unité fonctionnelle retenue (7 études), comme la majorité des rapports d'étude allemands. Enfin, certaines unités fonctionnelles sont décontextualisées et ne donnent qu'une quantité arbitraire de déchet à traiter, mais précisent les performances de traitement de l'installation [107] [106].

La définition des unités fonctionnelles de systèmes de gestion de déchets ne sont pas toutes satisfaisantes dans la pratique car elles ne renseignent pas explicitement les trois sous-unités. En revanche, la quantité de déchets est toujours donnée. Cette quantité est généralement associée à un flux de déchets particulier, le flux de référence du système.

Les études de cas limitent leur champ d'étude aux déchets produits sur le territoire de la collectivité responsable de leur collecte et de leur traitement. La composition de ces flux de déchets n'est pas forcément explicitée, contrairement à ce que recommande Coleman [121]. La majorité des études se concentre sur les déchets municipaux et les déchets ménagers, qui regroupent plusieurs fractions (OMR, emballages, encombrants) et plusieurs producteurs (particuliers et collectivité) pour les déchets municipaux. D'autres études se focalisent seulement sur une fraction particulière de déchets : les JRM [103], la FFOM [108], les

déchets de marché [104], les boues de STEP [112], l'ensemble des déchets organiques solides et liquides produits sur une collectivité [105].

2-3-2-2 Frontières des systèmes : fonctionnelles et temporelles

Outre l'unité fonctionnelle qui quantifie le service rendu par le système en un temps et sur un lieu donné, les systèmes sont cadrés par les limites « fonctionnelles » et temporelles que le praticien fournit. Les limites fonctionnelles en ACV de gestion de déchets vont concerner les étapes de la filière qui seront prises en compte ainsi que les fonctions rendues par le système. Les frontières temporelles sont liées essentiellement aux fenêtres temporelles des émissions et aux horizons temporels des impacts.

➤ Etapes du cycle de vie prises en compte

La revue de Cleary [94] montre que la filière est majoritairement évaluée dans son intégralité en incluant la collecte, le traitement et le transport des déchets. Les impacts liés à la construction des infrastructures sont parfois intégrés à l'ACV (pour trois cas) [106] [94] [101], mais sont généralement exclus, de manière explicite ou implicite.

Les publications méthodologiques sur l'ACV en gestion de déchets [126] [120] [127] [128] s'accordent sur la nécessité de prise en compte de l'intégralité de la filière dans les ACV de systèmes de gestion de déchets. Le « berceau à la tombe » correspond ici au « pas de porte de l'habitant, pour les déchets ménagers, jusqu'à l'élimination finale des refus » et comprend la collecte, le transport et la valorisation des sous-produits.

Dans la pratique, la majorité des ACV déchets concerne l'évaluation de filières et intègre l'ensemble de ces étapes dans l'analyse. Toutefois, pour ces ACV « filière », certaines étapes sont parfois exclues car supposées identiques entre toutes les alternatives ; c'est le cas des étapes de collecte dans l'étude de Cherubini [100]. Certaines étapes sont parfois exclues sans que cela soit réellement justifié, comme le devenir des sous-produits sur un TMB [97] [98], ou le transport de la FFOM, du compost et des refus [108]. Enfin, l'incertitude sur les données ou le manque de données disponibles font que certaines étapes ne peuvent pas être modélisées, comme la prise en compte du recyclage [100] ou le devenir dans le sol du compost [108]. En revanche, une étude [101] mentionne explicitement la prise en compte des cycles de vie de toutes les infrastructures nécessaires à la réalisation du service de gestion des

déchets, comme les installations de traitement, les camions, et même les bacs de collecte. Les trois études qui se focalisent uniquement sur des procédés de traitement ne prennent pas en compte l'ensemble de la filière, car cela ne présente pas d'intérêt au regard des objectifs d'évaluation fixés.

➤ *Conséquences des limites fonctionnelles des systèmes*

La gestion des déchets génère des impacts, mais certains procédés de traitement permettent de récupérer de l'énergie, de recycler certains matériaux et de valoriser la fraction organique des déchets ménagers. Dès lors, ces fonctions de « valorisation » s'ajoutent à la fonction principale de collecte, de traitement et d'élimination des déchets. Les systèmes de gestion de déchets ont la particularité d'être multifonctionnels. Ces co-fonctions ne pouvant être évitées dans la construction des systèmes, des procédures d'allocation doivent être menées pour assurer leur comparabilité, tel que cela a été expliqué dans la partie 2-2.

Les publications méthodologiques sur les ACV de gestion de déchets recommandent de modifier les frontières du système par la construction de fonctions additionnelles garantissant la comparabilité des systèmes [121] [129]. Ces fonctions additionnelles peuvent être intégrées soit par addition, soit par soustraction [130]. Les auteurs ont plutôt tendance à préconiser la substitution par soustraction pour la récupération de matière, la production d'énergie et la valorisation de matière organique [121] [129].

Dans la pratique, la question de l'allocation en gestion des déchets semble peu discutée dans les études de cas, même si le problème de multifonctionnalité se présente quasiment pour chaque système évalué. Dans la majeure partie des cas, l'allocation est traitée par extension des frontières du système. Il existe une étude procédant à la répartition des charges environnementales des sous-produits selon leur « *exergy content* » [100], une autre selon leur valeur économique [125]. La modification des frontières du système est presque exclusivement réalisée par soustraction et occasionne des impacts évités. Seule une étude choisit l'extension du système par addition [105]. Si les hypothèses concernant le choix et les performances des process substitués sont de temps à autre expliquées [104] [110] [116] [94] [113] [107] [105], la méthodologie d'allocation est rarement remise en question. En outre, ces hypothèses de substitution sont généralement noyées dans la masse d'information et ne sont pas regroupées dans un paragraphe dédié. Enfin, de nombreuses études présentent leurs résultats d'impacts « nets », en sommant les impacts évités et générés. Si cela est conceptuellement concevable pour l'augmentation de l'effet de serre, la présentation de

résultats agrégés est trompeuse car elle peut donner l'illusion de l'existence d'un « puits de CO₂ » permettant sa séquestration si le résultat net est négatif. Pour l'ensemble des autres catégories d'impacts, cette agrégation n'a pas de sens car les impacts sont régionaux voire locaux et ne peuvent s'additionner. Quelques études cependant distinguent les impacts générés ou évités [107] [109].

➤ *Les limites temporelles des systèmes*

La définition de la sous-unité de temps de l'unité fonctionnelle fait souvent défaut dans les ACV de gestion de déchets. Quand cette unité est explicite, l'évaluation s'intéresse généralement à la durée du service, souvent prise égale à une année. Cependant, tous les procédés de traitement ne génèrent pas des émissions quasi-instantanées comme l'incinération. Ainsi, les émissions dues à la dégradation de la fraction organique en stockage ont lieu sur du long terme et la question demeure sur la prise en charge des émissions au-delà de l'année considérée. Cette question met en évidence les différents horizons temporels qui se superposent en ACV de gestion de déchets.

Les publications méthodologiques d'ACV de gestion de déchets traitent cette question du choix de l'horizon temporel avec le stockage. Le choix d'un horizon temporel de 100 ans, qui correspond à la durée de vie moyenne du CO₂ dans l'atmosphère, se calque sur le consensus établi par la communauté scientifique spécialisée [129] [130] [127]. Ce choix semble en outre être justifié par le fait que cela correspond à la durée moyenne au bout de laquelle un centre de stockage est stabilisé ; au-delà, les émissions résiduelles sont censées être infimes. Pourtant, la courbe des émissions du stockage est asymptotique au-delà de 30 ans, donc bien avant l'horizon temporel fixé à 100 ans. Finnveden [128] remarque également que ce choix correspond à l'échelle de vie humaine et intègre les impacts pour les générations suivantes les plus proches. Enfin, Finnveden [130] a constaté dans la pratique que cet horizon temporel pouvait varier de l'ordre d'une quinzaine d'années à un temps infini. Dans ce dernier cas, les résultats d'impacts sont surévalués et correspondent aux impacts potentiels maximum.

2-3-3 Evaluation et interprétation des impacts

L'évaluation des impacts comprend, d'une part, la sélection de catégories d'impact, d'indicateurs de catégories et de modèles de caractérisation et, d'autre part, la classification des résultats d'inventaire et leur caractérisation en impacts. Cette troisième étape de l'ACV

est mise en œuvre à l'aide de logiciels dédiés qui proposent une sélection de méthodes de caractérisation. L'utilisation d'une méthode de caractérisation implique un choix implicite de certaines catégories d'impact. Le praticien peut également opter pour une méthode de caractérisation, et sélectionner au sein de celle-ci, parmi les catégories d'impact disponibles, celles qu'il souhaite analyser.

2-3-3-1 Méthodes de caractérisation

La présentation de la méthodologie de l'ACV dans la partie 2-1-5 a montré que les méthodes de caractérisation se répartissent en deux catégories selon leur niveau de modélisation de l'impact dans la chaîne de cause à effet. Les catégories *midpoint* se situent à un niveau intermédiaire, alors que les catégories *endpoint* caractérisent les dommages.

La plupart des études passées en revue ont appliqué une méthode de caractérisation *midpoint*. La méthode CML, sous ses différentes versions, est la plus utilisée ; on la retrouve pour sept études de cas [110] [93] [99] [94] [122] [108] [112], et dans cinq des six rapports allemands [131] [115] [114] [119] [118] pour les impacts sur l'augmentation de l'effet de serre, l'acidification et l'eutrophisation. La méthode EDIP 97 est utilisée à deux reprises [106] [116]. Dahlbo [103] utilise la méthode *DAIA*, *Decision Analysis Impact Assessment*, une approche *midpoint* et *Site Dependent* spécifique à la Finlande. Aye s'appuie quant à lui sur la méthode Eco-Indicator 95, sans la mentionner explicitement [132]. Certains auteurs déclarent recourir à une caractérisation *midpoint*, mais sans en préciser la méthode [107] [109] [101] [105]. Enfin, trois études se focalisent sur une seule catégorie d'impact, l'augmentation de l'effet de serre, en l'occurrence *midpoint* [113] [124] [125].

Les méthodes de caractérisation *endpoint* apparaissent en minorité au regard de notre sélection, dans cinq études de cas seulement. Ce sont les méthodes Impact 2002+, EDIP 2003, Eco-Indicator 99 et EPS 2000 [133] [95] [123] [122] [103].

Dans certaines publications [95] [122] [103], les auteurs utilisent plusieurs méthodes de caractérisation, mêlant *midpoint* et *endpoint*. C'est un moyen de vérifier que les résultats ne sont pas dépendants des méthodes de calcul utilisées et qu'ils sont robustes.

En revanche, Cleary [88] constate dans sa revue que les méthodes les plus fréquemment utilisées ne sont pas nécessairement CML, mais Eco-Indicator 95 et 99, EDIP sans préciser la version, USES-LCA pour les impacts sur la toxicité et l'écotoxicité, et le

« *World Reserves Life Index* » pour l'épuisement des ressources naturelles. Les auteurs justifient rarement leur choix de méthode de caractérisation.

Il serait intéressant de comparer ce résultat avec des publications plus récentes parues au cours de ces deux dernières années, car les méthodes *endpoint*, développées globalement après les *midpoint*, bénéficient maintenant de plusieurs d'années de recul, ce qui peut leur apporter plus de crédit en dépit de leurs limites actuelles.

2-3-3-2 Choix des impacts environnementaux

Si la méthodologie ACV recommande d'être exhaustif dans l'évaluation des impacts potentiels, Cleary [88] remarque dans sa revue de littérature que ce n'est pas le cas en pratique pour les ACV de gestion de déchets. En effet, les impacts les plus étudiés parmi les vingt études de cas concernent l'acidification, l'augmentation de l'effet de serre et l'eutrophisation, pour quatorze à dix-neuf publications selon la catégorie d'impact, ainsi que la consommation de ressources pour onze publications. Ces catégories d'impacts représentent les enjeux les plus souvent cités en gestion des déchets mais correspondent également aux impacts dont les modèles utilisés dans les méthodes de caractérisation sont les moins controversés. D'autres catégories d'impacts sont recensées dans moins d'un cas sur deux comme l'oxydation photochimique, la toxicité humaine, l'écotoxicité et la déplétion de la couche d'ozone qui reviennent respectivement entre quatre et huit fois. Il a été fait de même avec les études de cas analysées. Les résultats sont représentés sur la Figure 17.

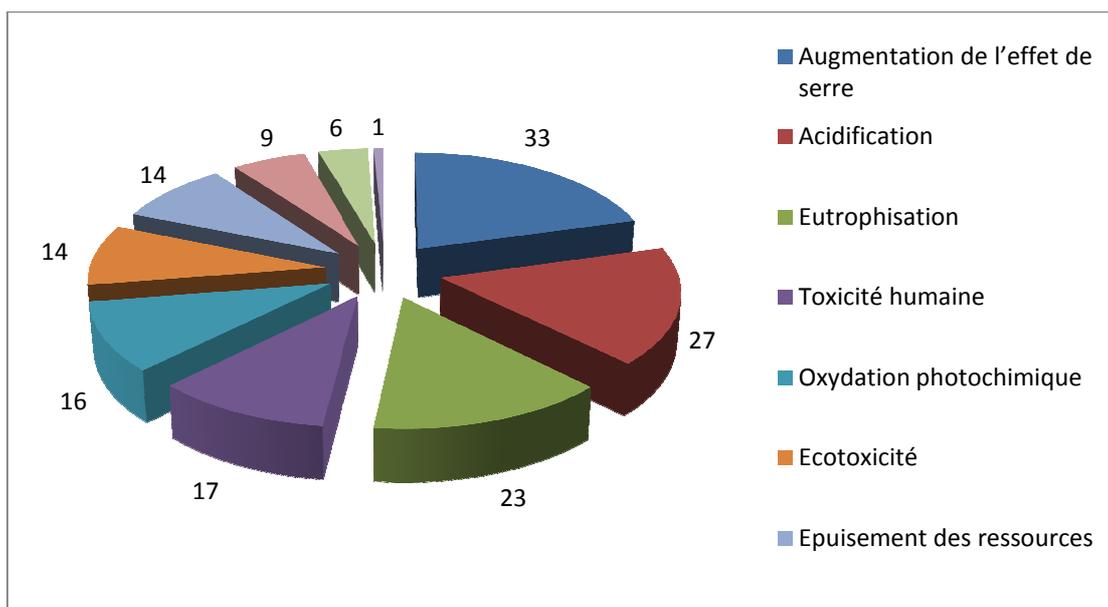


Figure 17 : Occurrence des catégories d'impact évaluées parmi nos études de cas

Cette figure corrobore dans sa globalité les conclusions de Cleary. L'augmentation de l'effet de serre, l'acidification et l'eutrophisation sont les catégories les plus largement représentées. Ensuite, la toxicité humaine, l'oxydation photochimique, l'écotoxicité et l'épuisement des ressources sont évalués dans environ un cas sur deux. Enfin, la déplétion de la couche d'ozone, l'occupation du sol et les radiations ionisantes sont évaluées dans moins d'un cas sur trois.

L'effet de serre est présent pour tous les cas d'étude allant jusqu'à l'étape d'évaluation des impacts. Certaines publications n'étudient d'ailleurs que cet impact [113] [124] [125]. L'évaluation systématique de l'impact des gaz à effet de serre peut s'expliquer par deux raisons. Premièrement, la problématique du réchauffement climatique est apparue au cours de la décennie passée comme le premier enjeu environnemental à l'échelle mondiale, avec la ratification du protocole de Kyoto en 1997, qui vise à réduire les émissions de GES pour les pays ayant ratifié le protocole. Cette problématique touche les activités anthropiques, et *a fortiori* les activités de la gestion des déchets. Deuxièmement, l'augmentation de l'effet de serre est la seule catégorie d'impact pour laquelle un consensus est établi pour son évaluation. Le pouvoir de Réchauffement Global (PRG), ou *Global Warming Potential*, est le facteur de caractérisation unanimement reconnu pour cette catégorie d'impact.

L'acidification et l'eutrophisation sont également souvent présentes dans les cas d'études, plus de deux fois sur trois. Ces deux catégories d'impacts sont en effet spécifiques à certains types de traitements de déchets. Ainsi, les rejets gazeux d'un incinérateur sont connus pour impacter l'acidification des milieux. Le lessivage des sols après épandage de boues, de digestat, de compost, ou la fuite de lixiviats dans un centre de stockage contribuent quant à eux à l'eutrophisation des milieux.

La toxicité humaine est évaluée dans plus d'un cas sur deux, et montre que cet impact représente un enjeu de la gestion des déchets. Cependant, cette catégorie d'impact ne jouit pas d'un consensus large quant à ses modalités d'évaluation et d'utilisation. La toxicité humaine pourrait probablement être plus utilisée si elle faisait l'objet d'un plus grand consensus. Cela sera peut-être le cas avec l'utilisation grandissante de UseTox. Les mêmes observations peuvent être faites pour l'évaluation des impacts écotoxiques.

L'oxydation photochimique et l'épuisement des ressources (naturelles et non renouvelables) font aussi partie des impacts évalués dans environ la moitié des cas. L'oxydation photochimique est notamment causée par les émissions de Composés Organiques

Volatils (COV) et d'oxydes d'azote, les NO_x , dues à la combustion de carburant lors du transport et présentes dans les rejets gazeux de l'incinération des déchets. L'épuisement des ressources permet plutôt de mesurer les consommations et les économies d'énergie et de matières premières engendrées par le traitement et la valorisation des déchets. Ces deux catégories s'avèrent donc pertinentes dans le contexte de gestion des déchets.

Enfin, l'occupation des sols est évaluée de manière anecdotique. Elle peut être un impact déterminant pour le choix d'un système de gestion de déchets, avec l'emprise au sol importante de certains traitements comme le stockage, mais les méthodes d'évaluation de cet impact ne sont pas satisfaisantes actuellement. Son évaluation n'est pas encore assez robuste même si des développements sont en cours [134].

2-3-3-3 Exhaustivité des impacts évalués

L'exhaustivité des impacts évalués souhaitée par la norme ne se retrouve pas dans l'ensemble de ces publications. La Figure 18 présente le nombre de catégories d'impacts évaluées par étude d'ACV de gestion de déchets.

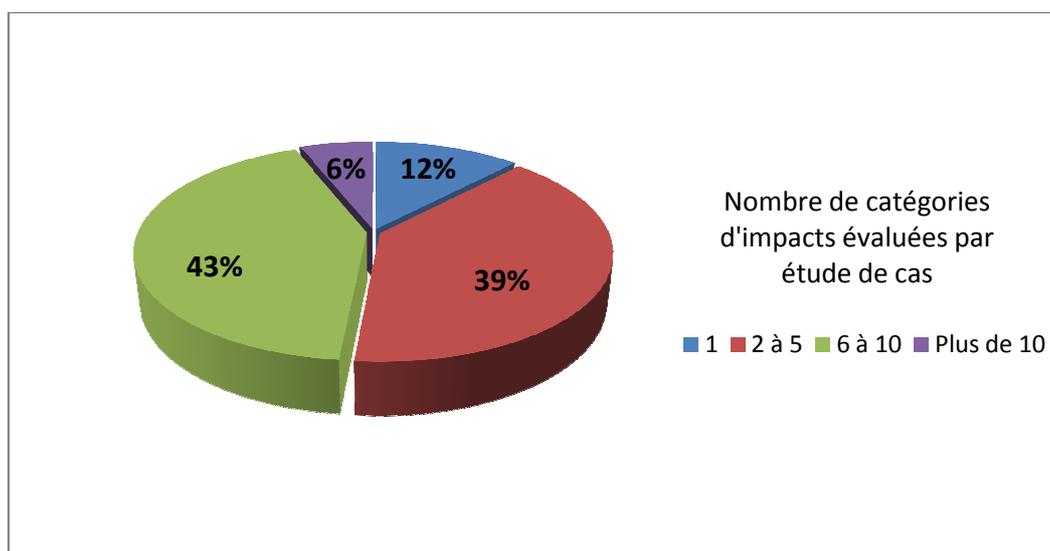


Figure 18 : Répartition des études de cas selon le nombre de catégories d'impacts analysées

Les catégories d'impacts prises en compte sont celles répertoriées dans la Figure 17. Quatre études seulement sont monocritères et se focalisent sur les gaz à effet de serre. Pour la majorité des études de cas, les ACV réalisées sont multicritères, mais le nombre d'impacts évalués est très inégal selon les publications. Pour 39% d'entre elles, cela s'apparente plutôt à une volonté d'analyser uniquement quelques impacts pertinents pour la gestion des déchets.

En revanche, pour 43%, les évaluations tendent vers une exhaustivité des catégories d'impact évaluées comme le recommande la norme.

Les résultats d'impacts doivent ensuite être interprétés dans la quatrième et dernière étape de l'ACV. L'interprétation doit, d'une part, éclairer les résultats en rappelant les particularités d'application de l'ACV à la gestion des déchets et, d'autre part, les nuancer en exposant les limites rencontrées au cours de la réalisation de l'ACV.

2-3-4 Intérêts et limites de l'ACV pour les systèmes de gestion de déchets

L'outil ACV est un des plus utilisés pour l'évaluation environnementale de systèmes de gestion de déchets car il présente manifestement des intérêts. En revanche, l'analyse des études de cas a permis d'identifier un certain nombre de limites quant à son application en gestion des déchets.

2-3-4-1 Intérêts de l'ACV pour l'évaluation environnementale de systèmes de gestion de déchets

L'application de la méthodologie ACV aux systèmes de gestion de déchets est en forte progression, et dans le domaine de la recherche, à en croire le nombre de publications parues depuis 2010, et dans l'expertise privée et publique en appui aux collectivités. Le déploiement de cet outil d'évaluation environnementale à ce champ d'étude s'explique par plusieurs raisons.

Premièrement, la notion de cycle de vie permet d'évaluer la filière dans sa globalité et de ne pas se limiter seulement au site de traitement des déchets comme le font les études d'impacts.

Deuxièmement, cette approche globale est renforcée par une approche multicritère de l'environnement qui se veut être exhaustive au regard de la dizaine de catégories d'impacts environnementaux qui peuvent être évalués. Si la médiatisation autour de l'augmentation de l'effet de serre a rendu cet impact plus populaire, d'autres impacts moins médiatisés représentent potentiellement autant d'enjeu, comme la toxicité humaine et l'épuisement des ressources, notamment pour les décideurs locaux.

Troisièmement, l'exhaustivité relative à la prise en compte des étapes du cycle de vie et au nombre de catégories d'impacts pouvant être évaluées permet d'identifier d'éventuels transferts d'impacts potentiels respectivement entre étapes ou entre impacts.

2-3-4-2 Limites méthodologiques actuelles des ACV de gestion de déchets

Les principes et caractéristiques de l'ACV rendent son utilisation compatible avec l'évaluation de systèmes de gestion de déchets. Néanmoins, les ACV de systèmes de gestion de déchets sont confrontées à des problèmes méthodologiques particuliers qui émergent ou qui ne sont pas encore complètement résolus. Ces limites concernent la définition du système, l'inventaire des entrants et sortants et l'évaluation des impacts.

➤ Définition du système

Comme cela a déjà été révélé dans les publications méthodologiques et dans les études de cas, la définition du système en termes de frontières fonctionnelles et temporelles est délicate en ACV de systèmes de gestion de déchets.

La problématique de définition des frontières temporelles des systèmes est caractéristique des ACV de gestion de déchets du fait de la superposition des différents horizons temporels : la durée du service, la durée des émissions et la durée des impacts. Un des exemples les plus frappants concerne la modélisation et l'évaluation des émissions de GES en stockage avec par exemple un service évalué sur une année, mais des émissions de CO₂ et CH₄ se produisant sur 30 ans et un horizon temporel de l'impact pris égal à 100 ans. Cette problématique temporelle se retrouve également dans l'évaluation des impacts toxiques et écotoxiques. Une évaluation plus fine de ces impacts nécessite une prise en compte de la différenciation temporelle mais aussi spatiale des émissions.

Les frontières fonctionnelles sont l'autre point clef de la définition du système en ACV de gestion de déchets car les systèmes évalués sont la plupart du temps multifonctionnels. Or l'unité fonctionnelle est définie uniquement par rapport à la fonction principale d'un système ; elle n'est pas liée à ses éventuelles co-fonctions. Ces systèmes ne peuvent être comparés que pour un service rendu strictement équivalent et la gestion des co-fonctions devient alors un enjeu de comparabilité. Ce problème est résolu dans la pratique par la mise en place de règles d'allocation ; c'est le principe de substitution qui domine en ACV

de gestion de déchets. Mais il n'existe pas de règles consensuelles concernant les hypothèses de substitution et le choix des procédés substitués, et cela fait toujours débat [53].

➤ *Inventaire des entrants et sortants*

La phase d'inventaire en ACV de gestion de déchets repose sur la formulation de nombreuses hypothèses de calcul relatives à des bilans matières, des compositions de flux, des performances environnementales d'installations de traitement et de valorisation, etc...soit par manque de données disponibles, soit par manque de temps ou de connaissance sur le sujet. La présentation des hypothèses de calcul est inégale selon les études de cas. Pourtant les résultats des ACV dépendent fortement de ces hypothèses et de ces données. Les hypothèses doivent donc être clairement énoncées pour permettre dans l'étape d'interprétation la réalisation d'une analyse de sensibilité sur les hypothèses fortes qui auraient pu être prises [125].

➤ *Evaluation des impacts*

Deux limites fortes relatives à l'évaluation des impacts en gestion des déchets peuvent être soulevées : la problématique de comptabilisation du carbone biogénique et la non différenciation spatiale pour l'évaluation des impacts locaux et régionaux. La question du carbone biogénique est liée en outre à un problème de définition des frontières, comme cela a été abordé dans un des paragraphes précédents relatif à la définition des systèmes.

Un point sensible sur ce sujet est le bilan matière du contenu carbone du déchet traité. Le déchet ménager a un contenu carbone mixte : il contient du carbone fossile, issu de ressources fossiles comme le pétrole (les plastiques) et du carbone dit biogénique, issu de ressources biomasse (la FFOM). Tandis que le cycle de production du carbone fossile s'étend sur plusieurs milliers d'années, le carbone biogénique, issu de la photosynthèse possède un cycle court. Il est conventionnellement établi que les émissions de CO₂ biogénique issues de la dégradation naturelle de la biomasse ne contribuent pas à l'augmentation de l'effet de serre, car ce CO₂ émis est ensuite à nouveau capté par la biomasse. On parle dans ce cas de bilan neutre si la biomasse est effectivement constante.

Si l'on s'intéresse au cycle de vie d'un produit contenant du carbone biogénique, le CO₂ qui a été prélevé dans l'atmosphère pour créer ce carbone et le stocker dans le produit en question est ensuite à nouveau rejeté dans l'atmosphère lors du traitement en tant que déchet

de ce produit. Ces émissions de CO₂ sont considérées comme n'impactant pas sur l'augmentation de l'effet de serre, au même titre que les émissions de CO₂ issues de la dégradation naturelle de la biomasse. En effet, dans ce cas, le cycle de vie du produit considéré prend en compte l'intégralité du bilan de l'élément carbone, qui est donc neutre.

Or en ACV de systèmes de gestion de déchets, le déchet entre dans le système avec une charge environnementale neutre, les frontières sont déplacées, et le système n'inclut pas le prélèvement de CO₂ dans l'atmosphère nécessaire à la formation de carbone biogénique, contrairement à une ACV de produit. De ce fait, le bilan sur le contenu carbone n'est plus neutre et les émissions de carbone biogénique doivent être comptabilisées. Dans la pratique, deux manières existent [135]. La première consiste à comptabiliser toutes les émissions de CO₂ biogénique rejetées à l'atmosphère, au même titre que le carbone fossile ; la séquestration est considérée comme neutre. Dans ce cas, une différenciation visuelle est créée. La seconde consiste à comptabiliser négativement le carbone biogénique séquestré (en stockage typiquement) qui ne sera pas relargué à l'atmosphère sous forme de CO₂ ou de CH₄.

La problématique de la différenciation spatiale est très prégnante en ACV de gestion de déchets car les impacts locaux tels que la toxicité et l'eutrophisation sont des enjeux forts de décision. En effet, même si la démarche d'évaluation notamment par l'ACV est globale et doit le rester dans le respect de la pensée Cycle de Vie, l'évaluation de tels systèmes peut être amenée à apporter des éléments de réponse à des problématiques territoriales telles que l'atteinte à la santé humaine des riverains des installations de traitement ou l'eutrophisation des milieux résultants des activités d'épandage de la matière organique valorisée. Pourtant, l'ACV telle qu'elle est menée classiquement, selon une approche *Site Generic*, quantifie les impacts pour un environnement standard. Elle ne prend pas en compte la probabilité d'apparition et l'intensité de l'impact puisque ces deux facteurs dépendent fortement du milieu local d'émission. Pour y remédier, certains auteurs comme Potting et Hauschild [85] [81] recommandent d'utiliser l'approche *Site Dependent* que nous avons abordée dans la partie 2-2, afin de prendre en compte le contexte local pour des impacts comme la toxicité humaine.

➤ *Présentation des résultats*

Enfin, la présentation des résultats d'impact a son importance en ACV de gestion de déchets, car les résultats sont fréquemment destinés à éclairer les décisions publiques. Les résultats ne doivent pas donner lieu à de fausses interprétations. Or la très grande majorité des études utilise l'allocation par substitution et ne distingue pas dans les résultats les impacts générés des impacts évités. Les résultats sont délivrés nets et agrégés ; il est impossible de faire la différence entre ce qui est « réellement » émis et « virtuellement » substitué. En outre, si la plupart des études présentent leurs résultats sous forme intermédiaire *midpoint*, quelques auteurs utilisent des méthodes d'agrégation partielle ou totale, dont les limites ont été évoquées dans le paragraphe 2-2-3.

2-3-4-3 *Conclusion*

L'analyse de ces études de cas a montré que l'application de l'ACV à des systèmes de gestion des déchets est essentiellement utilisée pour un objectif de sélection de filière dans un contexte local voire régional. De ce fait, quand les unités fonctionnelles pour ces ACV sont proprement définies, elles prennent en compte une unité de territoire *via* la production annuelle de déchets de la collectivité. Certaines limites méthodologiques évoquées dans la présentation générale de l'ACV (cf. partie 2-2) sont encore plus prégnantes en gestion des déchets comme les questions d'allocation et de différenciation spatiale des impacts. L'analyse des impacts n'est pas toujours exhaustive et se limite dans environ la moitié des cas à quelques catégories d'impacts, ceux pour lesquels la caractérisation est la plus consensuelle, à savoir l'augmentation de l'effet de serre, l'acidification et l'eutrophisation. Enfin, les résultats de l'évaluation sont majoritairement présentés sous forme de catégories d'impacts intermédiaires qui sont évalués par des méthodes de caractérisation *midpoint*. Dans la pratique, les attentes des décideurs publics en gestion des déchets, sont plutôt opposées à ce que préconisent les praticiens de l'ACV, à savoir de laisser les résultats de l'évaluation environnementale sous leur forme multicritère originelle. Ces décideurs sont majoritairement demandeurs d'un résultat global et simple qui ne leur complexifie pas la prise de décision. L'obtention d'un résultat global et/ou simplifié est toutefois rendu possible par l'utilisation de méthodes de pondération et d'agrégation, qui sont abordées dans la partie suivante.

2-4 La question de la pondération et de l'agrégation des résultats en ACV

Les résultats de l'évaluation environnementale avec une ACV sont multicritères et permettent une exhaustivité de l'analyse environnementale ainsi que la détection d'éventuels transferts d'impacts, comme le soulignent les praticiens de l'ACV. Or les décideurs publics, qu'ils intègrent l'ACV dans le processus décisionnel volontairement ou eu égard à une contrainte réglementaire, ont d'autres aspects à prendre en compte dans la décision, notamment des aspects sociaux et économiques. En outre, la complexité des impacts rend la compréhension des résultats plus difficile pour les décideurs, d'autant plus que les résultats fournis ne permettent pas, le plus souvent, d'avoir une réponse tranchée quant au choix de la meilleure alternative possible. Ils sont donc globalement réticents à la livraison de résultats d'ACV multicritères et sembleraient préférer des résultats clefs en main.

L'évaluation des impacts en ACV comporte deux étapes optionnelles que sont la normalisation et la pondération. Ces étapes ont pour but de faciliter la compréhension des résultats d'impacts. La pondération permet de comparer les catégories d'impacts ou de dommages entre elles et constitue en outre une étape préalable à l'agrégation des résultats d'impacts. Des méthodes de pondération et d'agrégation ont par conséquent été développées dans le cadre de l'ACV, même si la pondération reste une étape facultative qui ne fait pas l'unanimité au sein de la communauté ACV. Quelques unes de ces méthodes sont étudiées dans les paragraphes suivants.

2-4-1 Utilité de la pondération pour les résultats d'ACV

Un éternel débat semble subsister concernant l'utilité de la pondération pour les résultats d'ACV, notamment lorsqu'ils servent d'éléments d'aide à la décision. Alors que certains praticiens de l'ACV sont réticents à la mise en œuvre d'une méthode de pondération et d'agrégation, les décideurs semblent en être au contraire demandeurs. Quelques auteurs, ayant travaillé sur des méthodes de pondération applicables aux résultats d'ACV, tentent de fournir des explications pour chacun des deux camps.

Les principales réticences contre l'utilisation de la pondération dans les résultats d'ACV sont reportées par Bengtsson et Steen. D'une part, l'incertitude est accrue dans les résultats agrégés, du fait de l'incertitude supplémentaire apportée par les facteurs de

pondération [136], d'autant plus que cette incertitude sur les facteurs de pondération n'est généralement pas spécifiée dans la présentation des résultats. D'autre part, la présentation des résultats directement sous forme agrégée, sans passer par l'étape de présentation en indicateurs de catégorie, nuit à la liberté de pouvoir interpréter directement correctement et entièrement les résultats d'ACV [137], comme par exemple la détection d'éventuels transferts d'impacts, la recherche de substances et de procédés contributeurs. Enfin, comme Bengtsson et Steen l'expliquent [137], certains s'opposent à la pondération car elle constitue une étape subjective de l'ACV, contrairement aux précédentes étapes supposées être objectives, dans le sens où il n'existe pas de consensus sur l'importance relative des différentes catégories d'impacts entre elles et dans le sens où elle intègre par conséquent des choix de valeurs. Or, les deux auteurs font remarquer que : « *something can be either objective, in which case it is regarded as indisputable, or it can be subjective, in which case it is seen as arbitrary and non-scientific* ». Si effectivement un résultat subjectif n'est pas synonyme d'arbitraire ou de non-scientifique, cela peut malgré tout poser problème dans un contexte décisionnel quand la détermination de critères pour la construction des facteurs de pondération est laissée opaque ou répond uniquement à des intérêts privés.

La pondération pour les résultats d'ACV est notamment mise en œuvre lorsque ces résultats sont utilisés comme éléments d'aide à la décision. En effet, les décideurs ne sont pas nécessairement familiers avec l'ACV et les résultats multicritères qu'elle produit. Ces décideurs peuvent être déconcertés face à la présentation de résultats selon une dizaine de catégories d'impacts par exemple et de ce fait montrer des difficultés à se les approprier pour en tenir compte dans leur décision. La pondération et une agrégation ultérieure éventuelle peuvent être en l'occurrence un moyen de rendre les résultats moins complexes et plus intelligibles [136] [138], en dépit de la perte d'information et de l'augmentation potentielle de l'incertitude engendrée (cf. paragraphe 2-2-3). La pondération, en permettant de comparer les impacts et leur importance relative [139] [138] grâce à l'établissement de facteurs issus de choix de valeurs subjectifs au sens expliqué précédemment [140] [139] [138], facilite la décision pour le décideur [141] [137]. En effet, Bengtsson et Steen [137] ne voient pas la pondération comme un moyen de fournir un résultat net et indiscutable, mais plutôt comme une possibilité de fournir un complément d'éléments d'aide à la décision au décideur. Elle permet, lors de l'établissement des facteurs de pondération, de prendre en compte les priorités et les enjeux du territoire concerné par la décision. Enfin, elle pourrait permettre d'obtenir une plus grande acceptabilité des résultats si les choix qui en découlent sont réalisés à partir de

critères explicites et transparents, limitant le risque de manipulation des résultats. Cela suppose la transparence des démarches de pondération et d'agrégation des résultats d'ACV.

Même si les praticiens de l'ACV, et particulièrement ceux de la communauté française, ne sont pas des fervents défenseurs de la pondération et de l'agrégation des résultats, il s'avère que ces étapes peuvent être utiles pour réduire une information trop complexe pour un décideur, non expert, et pour tirer une conclusion de l'évaluation environnementale quand d'autres critères sont en balance dans la décision. Les principales méthodes de pondération utilisées en ACV font alors l'objectif d'une présentation dans le paragraphe suivant.

2-4-2 Présentation et classification des méthodes de pondération

Plusieurs méthodes de pondération ont été développées. Le Tableau 2 fait état des principales méthodes de pondération passées et présentes en ACV qui sont couplées avec des méthodes de caractérisation lors de la phase d'évaluation des impacts. Ce tableau n'a pas vocation à être exhaustif, mais il illustre la question de la pondération par la présentation de méthodes selon trois critères :

- le type général de méthode utilisée ;
- le niveau où intervient la pondération dans la chaîne de cause à effet ;
- la portée ou l'échelle géographique à laquelle les facteurs de pondération sont applicables en théorie.

Tableau 2 : Classification non exhaustive de méthodes de pondération en ACV, inspirée de [137] [142]

	Niveau dans la chaîne de cause à effet	Type de méthode	Echelle géographique
EDIP	<i>midpoint</i>	<i>Distance-to-Target</i>	Danemark
Ecoindicator 95	<i>endpoint</i>	<i>Distance-to-Target</i>	Europe
Ecoindicator 99	<i>endpoint</i>	Panel	Europe
EPS 2000d	<i>endpoint</i>	Monétarisation	Monde
LIME	<i>endpoint</i>	Monétarisation	Japon
ReCiPe	<i>endpoint</i>	Monétarisation	Europe
Stepwise2006	<i>midpoint et endpoint</i>	Monétarisation	Monde

La première distinction entre ces méthodes de pondération concerne le type de méthode utilisée. Trois groupes se distinguent dans le Tableau 2 : les méthodes dites « *Distance-to-Target* », les méthodes de panels, et les méthodes de monétarisation. Cette

classification correspond à celle majoritairement trouvée par ailleurs dans la littérature [143] [144] [140], même si certains comme Ahlroth et al. [145] et Huppés et al. [142] font d'abord une première distinction entre les méthodes monétaires et les méthodes non-monétaires. Il est possible de classer les méthodes selon le niveau auquel elle s'applique dans la chaîne de cause à effet de l'évaluation des impacts. La pondération peut être employée sur l'évaluation *midpoint* ou *endpoint*. Enfin, selon la méthode utilisée, les facteurs de pondération estimés ont une validité géographique théorique plus ou moins limitée, allant du pays comme la Suisse ou le Japon au monde entier et en passant par l'Europe. Par ailleurs, la méthode *Ecoscarcity 97*, méthode *DtT* suisse dont les valeurs cibles correspondent à des valeurs seuil d'émissions déterminées à partir d'objectifs de politique environnementale suisse [137], ne figure pas dans ce tableau volontairement. En effet, celle-ci ne peut pas être considérée comme une méthode de pondération des impacts environnementaux étant donné qu'elle s'applique à des données d'inventaire et non pas à des impacts.

Les principes de chacun de ces trois grands types de méthodes sont donc présentés dans les paragraphes suivants.

La méthode dite « *distance-to-target* » ou *DtT* a été l'une des méthodes de pondération les plus utilisées en ACV [143] avant l'émergence des méthodes de monétarisation au début des années 2000. La méthode *DtT* estime des facteurs de pondération qui expriment la capacité du milieu récepteur à supporter une modification donnée [144], en l'occurrence une charge environnementale. Ces facteurs de pondération sont formellement traduits par des ratios tels que présentés dans l'équation (I.4), qui représentent le degré de sévérité d'un impact [137] :

$$w_i = \frac{A_i}{T_i} \quad (\text{I.4})$$

Dans cette équation (I.4), w_i est le facteur de pondération, A_i correspond au niveau actuel de l'impact i , et T_i au niveau cible de l'impact i . Ces deux niveaux sont exprimés pour une même zone géographique donnée. Pour pouvoir agréger les différentes catégories d'impacts, les niveaux d'impacts sont normalisés, afin d'obtenir un résultat adimensionnel. Le niveau cible de l'impact peut correspondre à un niveau critique, à savoir un niveau maximal admissible de l'impact pour une zone donnée [143]. Mais en général, ce niveau cible représente un niveau à atteindre ou à respecter, qui est fixé par des objectifs de politique publique en matière d'environnement. De ce fait, les facteurs de pondération sont très dépendants du contexte de politique environnementale [137] du pays ou de la zone dans

lesquels l'étude est menée. Les facteurs de pondération dépendent donc fortement de la zone étudiée, et ne sont pas valables en dehors [144]. L'exigence d'un pays ou d'une zone géographique en matière de qualité environnementale influera également sur les facteurs de pondération calculés. La méthode EDIP (cf. Tableau 2) est un exemple de méthode « *distance-to-target* » utilisée en ACV. C'est une méthode danoise qui s'applique à des catégories d'impacts *midpoint*. Les valeurs cibles sont basées sur des objectifs de politique environnementale danoise [137]. La méthode est par conséquent applicable uniquement sur le territoire danois.

D'autres limites ont été formulées concernant le recours à la *DtT* comme méthode de pondération. D'abord en termes pratiques, l'application de la méthode *DtT* nécessite d'avoir des données disponibles concernant les niveaux d'impacts de la zone géographique du système étudié en ACV. Ensuite, et cela est vraisemblablement le principal point faible de cette méthode, toutes les cibles sont d'égale importance [143]. Par conséquent, les facteurs de pondération estimés ne permettent pas de mesurer l'importance ou la gravité relative d'une catégorie d'impact par rapport à une autre [144], ce qui est pourtant l'objet principal de la pondération, à savoir donner des poids relatifs à un ensemble de critères. A ce titre, Seppälä et Hämäläinen [143] rappellent que Lee avait exprimé dans son article de 1999 [146] la nécessité d'intégrer dans la méthode *DtT* un facteur de correction qui prenne en compte l'importance relative d'une catégorie d'impact par rapport à une autre. Les deux auteurs rapportent également l'avis de Finnveden [147] sur la méthode *DtT*, qui n'est pas selon lui une méthode de pondération, mais de normalisation. Cet argument est effectivement défendable car la méthode *DtT* ne fait intervenir aucun choix de valeur, contrairement aux autres types de méthodes de pondération.

Les méthodes de panel regroupent les méthodes à proprement parlé de panel ainsi que les méthodes d'analyses multicritères [145].

Dans le premier cas, il s'agit d'enquêtes sous forme de questionnaire soumis à une sélection d'individus qui peuvent appartenir à un groupe d'experts, d'élus, de citoyens, ou tout simplement d'acteurs concernés par le sujet. Les questionnaires permettent aux individus de révéler leurs jugements de valeur, donc leurs préférences, pour différentes catégories d'impacts ou de dommages. Plusieurs procédures de révélation (non monétaires) de ces préférences sont possibles [145] [144] et permettent d'établir des facteurs de pondération à partir des résultats d'enquête. Basée sur l'analyse de déclarations individuelles sur les

préférences relatives entre impacts ou entre dommages, cette approche de la pondération apparaît plus qualitative que les autres [144]. En théorie, ces méthodes de panel sont réalisées *ad hoc*. Mais il est également possible de recourir à des facteurs de pondération génériques avec la méthode Eco-Indicator 99 [64] [148] qui pondère des impacts *endpoint* avec une méthode de panel. La méthode Eco-Indicator 99 propose des facteurs de pondération pour les trois catégories de dommages ou aires de protection que sont la santé humaine, la qualité des écosystèmes et les ressources naturelles. Le panel à l'origine des facteurs de pondération est composé d'experts et de praticiens de l'ACV [137]. Plusieurs jeux de facteurs de pondération ont été déterminés en classant les individus selon une approche culturelle (développée par Douglas) [138] en trois catégories. Ce sont des questions lors de l'enquête qui ont permis de répartir les individus dans chacune des trois catégories que représentent les hiérarchistes (vision de long terme et acceptation du risque), les égalitaristes (vision de long terme et aversion pour le risque) et les individualistes (vision de court terme et recherche du risque). L'ensemble des critères permettant de répartir les individus dans chacun de ces trois groupes est disponible dans une publication de Khalifa [149]. Les utilisateurs d'Eco-Indicator 99 ont la possibilité de choisir leur jeu de facteurs de pondération selon une ou plusieurs de ces trois perspectives culturelles de groupe, ou bien encore selon la moyenne de ces trois perspectives [137]. Les développeurs de cette méthode ont estimé que les facteurs de pondération déclarés pouvaient correspondre à des croyances globales sur l'importance des dommages en Europe, et qu'ils étaient donc utilisables à une échelle européenne [138]. Cependant, la détermination des facteurs de pondération au sein de chaque groupe n'est pas explicite. Il aurait pourtant été utile, pour plus de transparence, de connaître la méthode de construction de ces facteurs au sein de chaque groupe.

Les méthodes d'analyse multicritères peuvent aussi être un moyen de pondérer des résultats d'ACV [150] [144], mais elles semblent être utilisées au cas par cas et ne pas être directement couplées avec des méthodes de caractérisation. C'est pourquoi leur présentation est ici plus succincte. Les méthodes d'analyse multicritères ont été développées dans les années 60 pour aider la prise de décision dans des situations de choix où aucune alternative ne domine. Les alternatives en question sont analysées sous l'angle de plusieurs critères, qui soit sont conflictuels, soit sont d'une importance inégale entre eux. Il existe plusieurs méthodes de classification pour les méthodes d'analyse multicritères [145]. Celles-ci peuvent notamment être réparties selon la façon dont les jugements sont agrégés [151]. On distingue alors trois catégories : les méthodes avec agrégation complète, agrégation partielle, et agrégation locale.

Pour les méthodes avec agrégation complète, le but est d'agréger l'ensemble des critères étudiés en un score unique. La méthode des sommes pondérées, le processus de hiérarchie analytique, la théorie de l'utilité multi-attributs font entre autres partie de cette catégorie. Les méthodes d'agrégation partielle visent, quant à elles, à établir des relations de surclassement par comparaison des alternatives entre elles. Electre, Prométhée, et Oreste sont quelques unes des méthodes d'agrégation partielle. Enfin, les méthodes d'agrégation locales, comme entre autres le *goal programming* et les cônes d'amélioration, sont basées sur un processus de recherche itératif de la meilleure solution.

Le principal souci de ces méthodes de panel en général, analyses multicritères incluses, est qu'elles sont lourdes à mettre en œuvre en termes de moyens humains et financiers [145]. Elles présentent un intérêt lorsqu'elles sont utilisées *ad hoc* pour faire ressortir les différents arbitrages des individus concernés par un même choix multicritère. Cet intérêt est en revanche discutable lorsque les résultats d'une étude sont employés de façon générique pour d'autres études avec des contextes et des acteurs différents.

La pondération par des approches monétaires s'est développée de manière accrue depuis le début des années 2000, les praticiens de l'ACV ayant commencé à s'intéresser à ces méthodes [140]. Huppès *et al.* [142] présentent par ailleurs un tableau synthétique des méthodes de pondération utilisées en ACV, au sein desquelles les méthodes de monétarisation les plus récentes figurent. Ces méthodes de monétarisation ne sont pas uniquement basées sur des coûts d'évitement, de prévention ou de dommages en réponse aux impacts comme certains l'affirment [144]. Elles constituent également un moyen de révéler sous une forme monétaire les préférences individuelles ou collectives d'un groupe d'individus concernés par la décision. On parle dans ce cas de méthodes à préférences révélées ou à préférences déclarées (voir Chapitre II pour plus d'information). Le premier groupe permet de révéler des préférences par une observation des comportements des agents économiques. L'hypothèse principale sous-jacente de ces méthodes est que les dépenses engagées par les individus pour éviter ou se protéger des dommages environnementaux, ou encore pour remplacer les services environnementaux de certains écosystèmes, correspondent à la valeur minimale de ce qu'ils sont prêts à payer pour remplacer ces services et bien environnementaux [152] (exemple : achat de fenêtres en double-vitrage pour se protéger du bruit). Le second groupe est basé sur des méthodes d'enquête dans lesquelles les individus sont amenés à déclarer directement ou

indirectement leurs préférences. Quelle que soit la méthode de monétarisation utilisée, les facteurs de pondération sont exprimés en unité monétaire.

Le Tableau 2 présenté précédemment fait état des méthodes EPS, LIME, ReCiPe et *Stepwise2006* qui monétarisent ou pondèrent toutes des catégories de dommages. D'autres méthodes moins populaires ont également vu le jour comme les méthodes BEPAS [153] et Ecotax [154] pour des impacts *midpoint*. EPS [155] [156] est une méthode développée initialement dans le cadre d'un projet suédois sur l'écologie de produits [137]. Elle exprime des consentements à payer (CAP) de la société - Combien la société est prête à payer ?- pour éviter les dommages en combinant plusieurs méthodes : méthode des préférences déclarées (méthode d'évaluation contingente), méthode des préférences révélées (méthodes des prix hédoniques), et des calculs de dépenses publiques [142]. La méthode LIME [157] s'appuie sur des préférences déclarées, via une modélisation de choix, pour estimer des consentements à payer, et donc des facteurs de pondération, sur les catégories de dommages. Cette modélisation de choix repose sur une technique d'enquête et sur la mise en œuvre d'un modèle économétrique. Les valeurs fournies sont valables à l'échelle du Japon uniquement. ReCiPe combine plusieurs méthodes de monétarisation, comme l'indiquent Huppes *et al.* [142], en calculant des coûts de dommages mais aussi des prix implicites (CAP). Enfin, la méthode *Stepwise2006*, développée par le bureau d'études *2.0 LCA Consultants* [158], s'appuie sur l'évaluation des dommages et leur méthode de caractérisation. Bien que la littérature au sujet de *Stepwise2006* soit encore pauvre, une publication de Weidema [159], qui est à l'origine de la méthode, est disponible et explique la construction des facteurs de pondération de la méthode. Des catégories de dommages sont dans un premier temps définies à partir des trois aires de protections évaluées dans *EcoIndicator 99*. Le bien-être humain se substitue à la santé humaine, la biodiversité à la qualité des écosystèmes et la productivité des ressources à la préservation des ressources. Les indicateurs de chacune de ces catégories sont ensuite modifiés :

- Le *DALY (Disability Adjusted Life Year)* est converti en *QALY (Quality Adjusted Life Year)* pour le bien-être humain,
- Le *PDF*m² (potentially disappeared fraction of species)* en *BAHY (Biodiversity Adjusted Hectare Year)* pour la biodiversité.
- La productivité des ressources est exprimée selon la valeur économique de la perte de production liée à l'épuisement des ressources.

Le concept de *QALY* correspond au CAP maximum pour bénéficier d'une année de vie supplémentaire avec un niveau de bien-être total. Ce CAP maximum est en réalité limité par la contrainte budgétaire et ne peut excéder le revenu annuel moyen. Ce revenu annuel moyen peut en outre être déterminé à partir de la production économique annuelle (et potentielle) par tête. L'originalité de cette méthode est donc de proposer une équivalence conceptuelle entre le *QALY* et la production économique annuelle (et potentielle) par tête. La méthode est en revanche moins aboutie pour l'indicateur *BAHY* de la biodiversité, du moins dans la version présentée par Weidema en 2009 [159] qui fournit un facteur de conversion provisoire du *BAHY* en *QALY*. Il est prévu à terme d'exprimer le *BAHY* en *QALY* de façon plus robuste en faisant appel à un type de méthode de monétarisation, la modélisation de choix (méthode à préférences déclarées). Ainsi, les trois catégories de dommage peuvent toutes être exprimées en *QALY* ou en valeur monétaire. La méthode *Stepwise2006* est également compatible avec certaines méthodes de caractérisation *midpoint* comme EDIP 2003 ou Impact 2002+, sous réserve toutefois de déterminer des facteurs de caractérisation pour passer de l'indicateur de catégorie intermédiaire au *QALY* ou au *BAHY*. Au final, la méthode *Stepwise2006* se démarque des autres méthodes de monétarisation utilisées pour la pondération des résultats d'ACV puisqu'elle ne juxtapose pas différentes méthodes de monétarisation issues de contextes divers. En contrepartie, cette approche qui tend à être universelle ne permet pas de refléter les enjeux spécifiques d'une décision locale et contextualisée. En outre, une grande partie du travail nécessaire à l'application de cette méthode de pondération, du moins pour des résultats *midpoint*, porte sur l'étape d'évaluation des impacts pour laquelle il faut définir de nouveaux facteurs de caractérisation dont les calculs ne sont pas explicites.

Les méthodes de monétarisation semblent être le groupe de méthodes de pondération des résultats d'ACV le plus décrié par certains praticiens de l'ACV [144]. Pourtant, certaines de ces méthodes, en l'occurrence les préférences déclarées, sont proches dans la forme des méthodes de panel, car toutes deux s'appuient sur des enquêtes auprès d'individus pour révéler les préférences. C'est l'analyse et le traitement des résultats d'enquête qui diffèrent entre ces deux types de méthodes, les méthodes de monétarisation faisant appel à des fondements théoriques économiques relatifs à la théorie du consommateur. Elles paraissent en ce sens plus robustes que les méthodes de panel pour lesquelles les fondements théoriques de révélation des préférences sont moins explicites. Enfin, il n'est généralement pas précisé que les méthodes de monétarisation et de panel fournissent des facteurs de pondération

spécifiques à un contexte, et que ceux-ci ne devraient pas être réutilisés génériquement pour un autre contexte.

2-4-3 Les limites de ces méthodes

L'étape facultative de pondération est loin de faire l'unanimité au sein de la communauté ACV. Si certains l'utilisent volontiers [160] sans forcément avoir un regard critique sur les méthodes, d'autres n'adhèrent pas à ce principe [161] et constituent le point de vue majoritaire. La pondération est controversée pour deux raisons essentiellement. D'une part, elle s'oppose à une vision multicritère, exhaustive et transparente de l'ACV, un outil qui propose de mettre des éléments de réponse environnementaux dans le débat. D'autre part, elle peut faire appel à des valeurs dites « subjectives », les coefficients de pondération, dans le résultat final de l'ACV [73]. En effet, les coefficients de pondération sont le plus souvent basés sur des choix de valeurs en lien avec des considérations politiques, éthiques, ou encore sociales [145], qui sont en théorie hors des principes de l'ACV [126]. Finnveden [162] explique ainsi que ce choix de valeur n'intervient pas seulement au niveau de la détermination des coefficients de pondération, mais de manière implicite dès le choix de la méthode de pondération. L'existence d'un choix de valeur signifie que cette opération ne peut s'effectuer de façon objective, et que, contrairement à la caractérisation, il n'existe pas de coefficients de pondération communément admis et réutilisables d'une étude à l'autre [62]. Cette subjectivité est mise à mal par les détracteurs de la pondération, la considérant comme une technique pour dissimuler et manipuler l'information et diminuer la transparence d'une étude, pouvant à terme nuire à la crédibilité de l'ACV [126]. Ces détracteurs craignent d'autant plus la pondération qu'elle est souvent une étape préalable à l'agrégation des résultats d'impact, qui, selon eux, conduit à une opacité complète et non souhaitable des résultats que les décideurs ne peuvent plus s'approprier. Pourtant, Finnveden [162] admet que, si la pondération n'est pas applicable pour des décisions de grande ampleur dont les conséquences sont importantes, elle peut être utilisée pour faciliter la décision à petite échelle. En outre, l'utilisation de plus en plus répandue de méthodes de pondération en ACV illustre que cette étape est néanmoins perçue comme utile par un certain nombre de praticiens, et surtout de décideurs, pour une intégration voulue et facilitée d'éléments environnementaux dans la décision [145]. La question de la pondération est actuellement toujours vivement débattue au sein de la communauté ACV. Il conviendrait idéalement de tester plusieurs méthodes de pondération,

afin de comparer les résultats et les classements des alternatives obtenus avec ces différentes méthodes et d'identifier la dépendance des résultats à ces différentes méthodes.

2-4-4 Vers l'utilisation d'une méthode de monétarisation

La plupart des méthodes de pondération sont non satisfaisantes, notamment au regard de leur cadre et de leur contexte d'application. En effet, dans de nombreux cas, ces méthodes ne sont pas déconnectées de la phase d'évaluation des impacts conformément aux principes de mise en œuvre de l'ACV (cf. partie 2-1-5). Cela se constate avec les méthodes de caractérisation dans les logiciels d'ACV qui intègrent une étape, facultative, de pondération. Pourtant, il devrait être possible de pouvoir faire une distinction nette entre ce qui est purement du ressort de l'évaluation, à savoir les résultats d'impacts, et ce qui est le fruit d'un choix de valeur comme l'étape de pondération, utilisée dans un contexte d'aide à la décision. En outre, si le besoin d'un choix de valeur paraît indéniable pour la pondération, utilisée dans un objectif de décision ou d'aide à la décision, ce choix est fortement lié au contexte et aux enjeux locaux. Il n'y a donc pas d'intérêt à utiliser pour la pondération des valeurs génériques et décontextualisées qui ne représentent en rien les enjeux réels du contexte dans lequel s'inscrit le système étudié. Les méthodes de pondération devraient plutôt être utilisées *ad hoc* pour déterminer des facteurs de pondération qui reflètent les préférences des acteurs concernés. Les méthodes de monétarisation paraissant dans leur ensemble plus robustes, en termes de fondement théoriques, que certaines méthodes de panels, c'est ce choix d'exploration qui a été retenu pour la suite de ce travail, avec, dans un premier temps, la volonté de comprendre le cadre théorique de ces méthodes.

Conclusion

Le premier chapitre a montré que la gestion des ordures ménagères résiduelles en France connaît depuis peu une modification de sa filière, en raison de nouvelles contraintes réglementaires. Cette modification de la filière est due à l'émergence du traitement mécano-biologique (TMB) qui vise à maximiser la valorisation matière et à réduire la biodégradabilité ainsi que la teneur en matière organique des ordures ménagères résiduelles (OMR) à enfouir. Or la modification de la filière à une échelle territoriale entraîne une modification de ses performances et de ses impacts environnementaux, qui ne sont pas entièrement connus aujourd'hui. Cette question peut être traitée avec un outil d'évaluation environnemental tel que l'Analyse du Cycle de Vie (ACV), qui est un des plus utilisés pour l'évaluation environnementale de la gestion des déchets, car il présente l'avantage, d'une part, d'offrir une évaluation sur l'ensemble du cycle de vie de la filière et, d'autre part, d'être multicritère et de tendre vers l'exhaustivité dans l'évaluation des impacts. L'ACV soulève cependant des limites méthodologiques. Certaines d'entre elles posent plus particulièrement problème pour l'application de l'ACV à des systèmes de gestion de déchets. Elles concernent les règles d'allocation mises en place lors de la modélisation systémique et la prise en compte de la spatialisation et de la temporalité des impacts dans leur évaluation. L'ACV est souvent utilisée dans un contexte de décision locale et publique en gestion des déchets. Pourtant, l'utilisation et l'appropriation des résultats d'impacts par les différents acteurs n'est pas une chose innée. Certains décideurs préféreraient qu'on leur donne des résultats sous forme agrégée, partielle ou totale avec un score unique. Des méthodes d'agrégation sont effectivement disponibles avec certaines méthodes de caractérisation en ACV. Celles-ci ne sont pas satisfaisantes car les critères pour la détermination des facteurs de pondération ne sont pas toujours explicites, et donc pas modifiables par les acteurs de la décision. La monétarisation dans une approche contextualisée semble alors se présenter comme un moyen possible de pondérer et d'agréger les impacts environnementaux à partir des préférences des individus révélées ou observées au travers de leurs comportements, et de tendre ainsi vers une meilleure appropriation des résultats d'ACV par les différents acteurs.

Chapitre II

Adaptation de la méthode des choix multiples pour la monétarisation des impacts environnementaux de la gestion des déchets ménagers évalués par l'ACV

Introduction

Le premier chapitre a soulevé la question du choix que les collectivités locales françaises sont amenées à effectuer pour la filière de gestion de la fraction organique des OMR. Dans un contexte de décision locale, ces choix sont généralement appuyés en, théorie par une évaluation environnementale. L'Analyse du Cycle de Vie est un des outils d'évaluation environnementale les plus utilisés pour répondre à cette demande. Il fournit des résultats multicritères sous forme de catégories d'impacts, une dizaine environ selon la méthode de caractérisation utilisée. Pour rendre ces résultats plus facilement appropriables par les différents acteurs de la décision publique locale, des méthodes de pondération et d'agrégation des résultats d'ACV ont notamment été développées. Parmi elles, les méthodes de monétarisation laissent entrevoir des possibilités de pondération en s'appuyant sur les préférences des individus concernés par le projet. Pour mieux connaître ces possibilités, le Chapitre II a pour but, dans un premier temps, d'étudier les fondements théoriques de l'évaluation des biens et services environnementaux non marchands, ainsi que de présenter les principales méthodes de monétarisation existantes, notamment dans le cadre des impacts environnementaux liés à la gestion des déchets. Cette réflexion nous conduira ensuite à sélectionner un type de méthodes en particulier, à savoir les préférences déclarées, puis une méthode en particulier, la méthode des choix multiples (MCM). Ce choix est justifié en mettant en avant l'intérêt que cette méthode présente pour la problématique des impacts environnementaux. Puis les fondements théoriques, les principes de mise en œuvre et les limites actuelles de cette méthode dans un contexte général sont expliquées. Enfin, des adaptations pour la MCM sont proposées, afin de pouvoir monétariser grâce à cette méthode, les trois catégories d'impacts environnementaux que sont l'atteinte à la santé humaine, l'augmentation de l'effet de serre, et l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables. Les principales contraintes de la méthode pour ce champ d'étude ainsi que les limites *a priori* de cette adaptation sont également soulignées.

II- Adaptation de la méthode des choix multiples pour la monétarisation des impacts environnementaux de la gestion des déchets ménagers évalués par ACV

1- Fondements théoriques de l'évaluation des impacts environnementaux

Les économistes décomposent un bien ou un service environnemental en plusieurs valeurs. Cette première partie a pour objet de comprendre comment est réalisée cette décomposition en valeurs et quelles sont les méthodes d'évaluation déployées pour estimer chacune de ces valeurs.

1-1 Evaluation des biens et services environnementaux

L'environnement rassemble les ressources naturelles biotiques, comme la faune et la flore, et les ressources abiotiques, comme l'air, l'eau et le sol, ainsi que leurs interactions réciproques. Les aspects caractéristiques du paysage ainsi que les biens composant l'héritage culturel sont également pris en compte dans cette définition de l'environnement. Dans une version plus anthropocentrique, l'environnement correspond au milieu physique, naturel mais aussi construit et humain dans lequel un groupe ou un individu fonctionne. Ce milieu est alors caractérisé comme précédemment par des compartiments abiotiques que sont l'eau, l'air et le sol, et des compartiments biotiques que sont la faune et la flore, auxquels on ajoute les êtres humains et leurs interrelations avec chacun de ces compartiments. Les écosystèmes remplissent donc des fonctions (appelées aussi services) qui permettent à l'Être humain de se développer et de maintenir ou accroître son bien-être. Sous l'impulsion du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE), le *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA) a été lancé en 2003. Ce programme de recherche a permis de décrire les liens entre les services de l'écosystème et la façon dont ils impactent le bien-être humain. Le MEA propose ainsi une classification des fonctions et services des écosystèmes selon quatre groupes [163]. Ces travaux sont en partie inspirés de ceux de De Groot R.S. et al. [164], eux-mêmes ayant repris ceux de Costanza R. et al. [165], qui ont défini une vingtaine de fonctions pour les écosystèmes terrestres et qui ont également proposé de les regrouper en quatre catégories, reprises par le MEA. Ces fonctions sont celles de production, de régulation, d'habitat et

d'information pour les aspects culturels, historiques, spirituels et récréatifs. Les fonctions des écosystèmes sont donc étudiées et classées sous la focale des sciences et vie de la terre, mais aussi celle de l'histoire pour le quatrième groupe composé des fonctions d'information. L'ensemble de ces fonctions sont à l'origine d'un certain nombre de bénéfices environnementaux, auxquels il est possible de donner ensuite une valeur économique. La valeur économique de l'environnement est analysée du point de vue de la théorie économique, qui propose une décomposition de la valeur d'un écosystème, d'un bien ou d'un service environnemental, la Valeur Economique Totale (VET), en plusieurs valeurs qui répondent chacune à un questionnement spécifique.

Dès lors se pose la question au sens large de la valeur de l'environnement, puisqu'il est composé de fonctions ayant une action améliorante sur le bien-être humain (les bénéfiques). Comment peut-on évaluer concrètement la valeur économique d'un bien ou d'un service environnemental ? Cette valeur économique est-elle rattachée aux fonctions des écosystèmes et de la biodiversité ? De quels moyens économiques dispose-t-on pour l'évaluer, c'est-à-dire lui associer une valeur monétaire ?

Pour répondre à ces questions, il est nécessaire de faire référence au cadre théorique économique sur lequel s'appuie la monétarisation. Il s'agit en l'occurrence de rappeler dans un premier temps l'intérêt de la monétarisation en revenant sur le principe d'externalité. Dans un second temps, la présentation du concept de Valeur Economique Totale (VET) permet de rappeler, d'une part, quelles sont les différentes valeurs d'un bien ou service environnemental qui peuvent être monétarisées et, d'autre part, le lien entre VET et fonctions écosystémiques.

1-1-1 Pourquoi monétariser ? Rappels du contexte théorique

La monétarisation est mise en œuvre pour les biens et services environnementaux car la plupart n'est pas échangeable sur le marché et ne possède donc pas de prix. Ils ont pourtant une valeur propre, la VET, mais celle-ci ne peut être exprimée simplement à partir de leur prix d'échange sur le marché, contrairement à des biens de consommation. Afin d'éviter des confusions, les concepts de marché, de prix, de consentement à payer et de valeur sont exposés.

1-1-1-1 Concepts de marché, de prix, de consentement à payer et de valeur

➤ *Marché et prix d'équilibre*

Le marché est une institution économique, au sein de laquelle les échanges marchands entre agents économiques s'organisent. Le marché associé à un bien ou un service marchand fait se rencontrer l'offre disponible pour ce bien, et l'ensemble de la demande pour ce bien. L'offre disponible correspond à la quantité de biens produits et mis sur le marché par les producteurs en fonction du prix. La demande représente l'ensemble des quantités souhaitées par les consommateurs en fonction du prix. Le marché réalise ainsi la rencontre entre l'offre et la demande. Cette rencontre aboutit à la détermination du prix du bien en question, qui caractérise un échange mutuellement avantageux entre producteurs et consommateurs. Dans le cadre d'un marché en concurrence pure et parfaite, cette condition de mutuelle satisfaction n'est optimale qu'au prix d'équilibre du bien considéré, lorsque les courbes d'offre totale et de demande totale se rencontrent effectivement (cf. Figure 19).

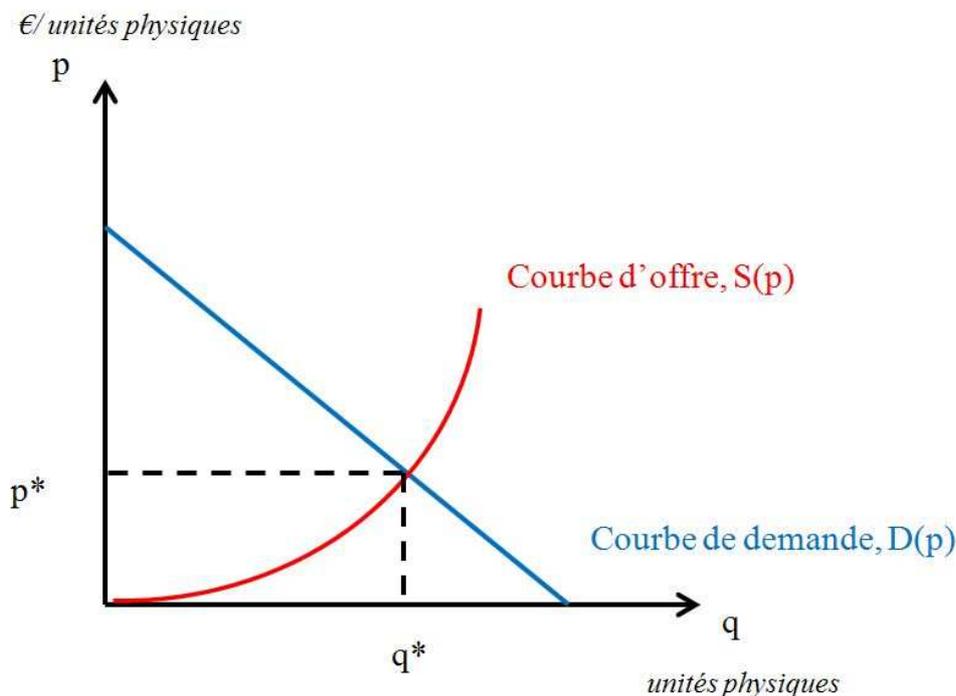


Figure 19 : Prix d'équilibre dans le cadre d'un marché en concurrence pure et parfaite

Ce graphique montre ainsi qu'au prix d'équilibre p^* sur un marché en concurrence pure et parfaite, la quantité demandée est égale à la quantité offerte et correspond à la quantité échangée q^* .

En outre, l'analyse de la courbe de demande $D(p)$ de la Figure 19 montre que :

- pour un prix donné p_1 , l'intersection avec la courbe de demande $D(p)$ donne la quantité minimale de bien q_1 que le consommateur souhaite acheter à ce prix ;
- pour une quantité donnée de bien q_1 , p_1 est le prix maximal auquel le consommateur accepte d'acheter et de consommer q_1 . On appelle le consentement à payer (CAP) marginal du consommateur pour un bien (privé) en quantité q_1 l'écart entre le prix le prix maximal p_1 et le prix effectif p fixé par le producteur. Celui-ci s'exprime en €/unité physique.

Par analogie, la courbe d'offre $S(p)$ montre que :

- pour une quantité donnée de bien q_2 , p_2 est le prix minimal auquel le producteur accepte de vendre q_2 .
- pour un prix donné p_2 , l'intersection avec la courbe d'offre $S(p)$ indique la quantité maximale de bien q_2 que le producteur souhaite vendre à ce prix p_2 .

➤ *Surplus et consentement à payer (CAP)*

Replaçons-nous dans le cadre simple de la consommation discrète d'unités d'un seul bien par un seul consommateur. Le surplus du consommateur est engendré lorsque le consentement à payer (CAP) marginal du bien considéré est supérieur au prix du marché. Selon la loi de décroissance de l'utilité marginale, celui-ci décroît au fur et à mesure que la quantité acquise de bien x augmente. Ainsi, pour un couple donné (consommateur, bien), le CAP marginal du consommateur est maximal au moment de l'acquisition de la première unité de bien x . Ce CAP marginal est représenté sur la Figure 20 par le rectangle entouré en noir.

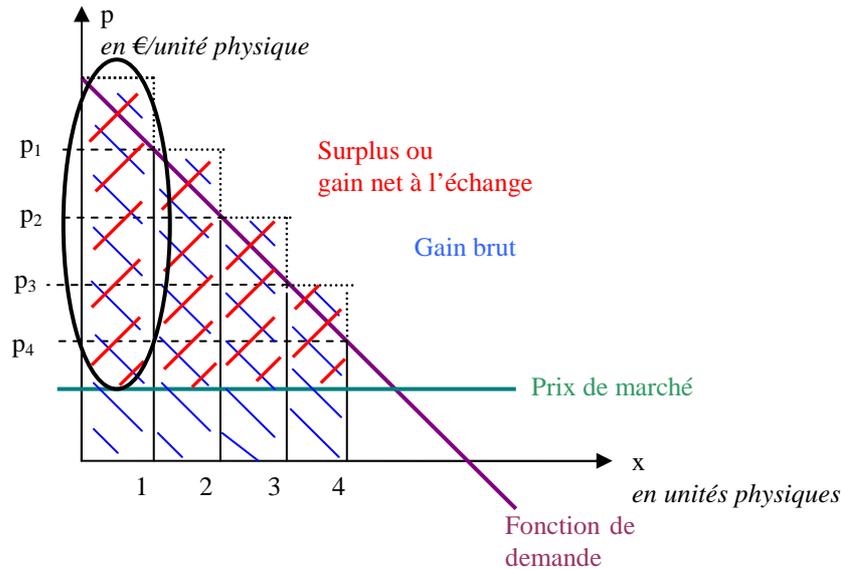


Figure 20 : Consentement à payer du consommateur

La somme de chacun de ces CAP marginaux constitue donc le surplus du consommateur, également appelé surplus ordinaire [166]. Il correspond à l'aire hachurée en rouge sur la Figure 20. Le surplus s'exprime en euros car son unité est celle du produit des axes du graphique de la Figure 20. C'est la variation de surplus ordinaire entre deux états qui permet d'approcher la variation d'utilité associée. Elle peut se mesurer par un Consentement à Payer (CAP) si elle est positive ou Consentement à Recevoir (CAR) si elle est négative. Pour une définition formelle du surplus ordinaire, se référer à l'ouvrage de Bonniex et Desaignes [166].

➤ *Distinction entre Prix et Valeur*

L'existence d'un marché, pour un bien marchand, crée un mécanisme d'échange entre producteur et consommateur, et permet de déterminer un prix pour le bien considéré. Le consommateur va acheter ce bien si la valeur qu'il lui accorde est supérieure ou égale au prix du marché. Cela est vérifié tant que le CAP marginal d'un individu pour l'achat d'une unité est supérieur au prix p du marché pour ce bien. La condition d'égalité entre le prix et la valeur est uniquement obtenue à l'équilibre, pour la quantité de bien q*. On a alors la relation suivante :

$$p^* = CAP_{mg}(q^*) \quad (II.1)$$

Prix et valeur sont donc deux notions distinctes, qu'il conviendra de souligner lors de l'étude des méthodes de monétarisation des impacts environnementaux, dont certaines sont fondées sur une évaluation des prix, et d'autres sur une évaluation des valeurs. Une évaluation par les prix ne peut effectivement fournir qu'une borne inférieure de la valeur du bien que l'on souhaite approcher.

➤ *Prix d'équilibre et surplus*

Le consommateur retire une satisfaction de l'achat du bien considéré, si la valeur qu'il lui accorde, appelé son CAP, est supérieure ou égale au prix du marché.

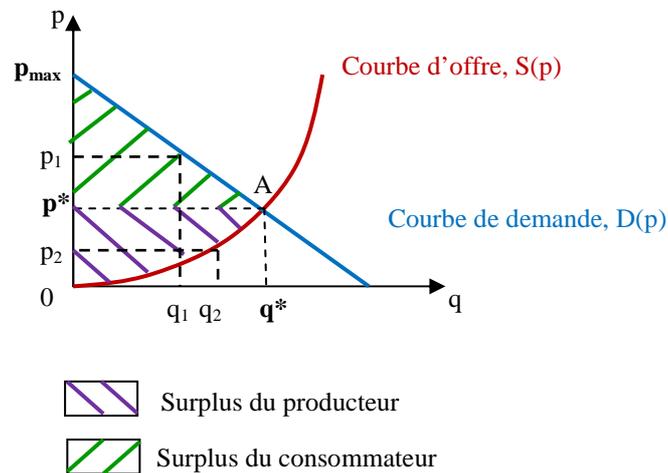


Figure 21 : Maximisation des surplus du consommateur et du producteur à l'équilibre

Cette satisfaction, ou ce gain net à l'échange, est appelée surplus du consommateur. Ce surplus est maximal au prix d'équilibre p^* . Il correspond à la somme des CAP marginaux entre 0 et q^* . Le surplus du producteur correspond au profit qu'il retire de la vente de son bien ; il est également maximisé à p^* . Le surplus total ou surplus collectif, égal à la somme du surplus du consommateur et du surplus du producteur, est représenté par l'aire « $0Ap_{\max}$ » sur la Figure 21. Pour tout $p_1 > p^*$, le surplus du producteur augmente au détriment du surplus du consommateur qui diminue, ainsi que le surplus collectif. Pour tout $p_2 < p^*$, le surplus du consommateur augmente au détriment de celui du producteur qui diminue, de même que le surplus collectif.

1-1-1-2 Le principe d'externalité

➤ *Définition d'une externalité*

En économie, une externalité désigne une situation dans laquelle la décision d'un agent économique *a* affecte un autre agent *b* en dehors de toute transaction emportant l'accord de *b*. Le bien-être de l'agent *b* est alors entre autres dépendant des actions prises par l'agent *a*, sans qu'il y ait d'échange marchand ou de gré à gré entre *a* et *b*. En outre, la décision de l'agent *a* est fondée uniquement sur ses coûts et bénéfices privés, sans tenir compte de ceux associés à l'externalité [167]. Comme le montrent Grolleau et Salhi [168], il est possible de distinguer différentes formes d'externalités. L'on retiendra de leur classification les externalités négatives et positives, ainsi que les externalités privées et publiques.

Comme l'explique Pigou [169], une externalité positive correspond au cas où l'agent *a* affecte positivement le bien-être de l'agent *b*, sans compensation marchande. On parle alors de bénéfice externe. *A contrario*, une externalité négative correspond au cas où l'agent *a* affecte négativement le bien-être de l'agent *b*, sans compensation marchande. On parle alors de coût externe. Les concepts d'externalité positive et négative ne sont pas exclusifs. En effet, une même action pourra engendrer à la fois des externalités positives et négatives. Ainsi, la mise en place d'un incinérateur d'ordures ménagères est source, d'une part, d'externalités négatives dues aux nuisances que l'installation engendre (trafic des bennes d'ordures ménagères, impact visuel de la cheminée, bruit) et aux impacts environnementaux des émissions gazeuses notamment et, d'autre part, d'externalités positives induites par la production de chaleur et d'électricité par cogénération de la vapeur produite lors de la combustion des déchets.

Baumol et Oates [170] distinguent les externalités privées des externalités publiques. Une externalité privée correspond selon eux à des effets externes rivaux, où le bénéfice retiré par un agent *a* réduit le bénéfice retiré par un agent *b*, dans le cas d'une externalité négative. Pour illustrer ce cas d'externalité privée négative, on peut donner l'exemple d'une scierie industrielle installée en bord de rivière rejetant directement ses eaux usées dans le cours d'eau, afin de maximiser son profit (pas de coût de traitement des eaux usées). En aval se trouve une usine de potabilisation. Suite à la pollution industrielle, l'exploitant de cette usine doit mettre en œuvre des traitements plus nombreux et plus efficaces, donc plus onéreux pour rendre l'eau propre à la consommation humaine. Cette action diminue son profit. Une externalité publique correspond en revanche selon ces mêmes auteurs à des effets externes

non rivaux, où le bénéfice retiré par un agent *a* ne diminue pas le bénéfice retiré par un agent *b*, dans le cas d'une externalité négative. Reprenons l'exemple de la scierie industrielle. Elle impacte indirectement sur les bénéfices de l'usine de potabilisation, mais pas seulement. Le rejet d'eaux usées pollue la rivière et porte atteinte au bon état écologique de sa faune et de sa flore : l'environnement est touché. Or c'est un bien libre, qui n'appartient à personne. Il n'y a donc pas de pertes de profit pour un quelconque agent *b*, malgré la dégradation. Néanmoins, la pollution occasionnée peut être à l'origine d'une diminution du bien-être auprès des individus utilisateurs de la rivière (pêcheurs, baigneurs, randonneurs,...). Toute la difficulté dans ce cas réside dans l'identification complète des pollués.

Les distinctions proposées par Pigou [169] et par Baum et Oates [170], sur le concept d'externalité ne sont pas opposables. Comme l'ont montré les exemples précédents, on peut être en présence d'une externalité positive ou négative dite « publique » ou « privée ». En matière d'environnement, le concept d'externalité négative domine, en raison de phénomènes de pollution, comme l'illustrent les exemples précédents. Ces externalités négatives peuvent être autant privées que publiques, mais nous nous intéresserons aux dernières, celles qui touchent l'environnement en général, où le préjudice causé n'est pas directement mesurable en termes de profit, en raison de l'absence de droit de propriété sur l'environnement.

➤ *L'environnement : un bien public sans droit de propriété*

L'environnement, dans son ensemble, a des caractéristiques qui s'apparentent à celles d'un bien public. Un bien public répond aux principes de non-exclusivité et de non-rivalité. Le principe de non-exclusivité implique que le bien public n'est la propriété de personne, et qu'il est par conséquent impossible d'interdire sa consommation (ou son utilisation) à un individu. Le principe de non-rivalité implique que l'utilisation du bien public par un individu ne nuit pas à son utilisation, en termes de qualité et de quantité, par un autre individu. L'environnement étant une notion vaste qui comprend à la fois les milieux physiques que sont l'air, l'eau, le sol, ainsi que les milieux naturels composés de la faune et de la flore, tous les biens et services environnementaux ne peuvent pas respecter ces deux principes. Ainsi, la capitalisation de la qualité environnementale dans l'immobilier montre qu'il existe des formes d'exclusion. Imaginons le cas d'une vallée industrielle en montagne. La plus mauvaise qualité de l'air est concentrée dans la vallée, là où le prix de l'immobilier est le plus bas, alors qu'une meilleure qualité de l'air est disponible en altitude, pour un prix de l'immobilier plus élevé. Quant au principe de non-rivalité, celui-ci n'est généralement pas satisfait pour l'ensemble

des ressources environnementales. Ainsi, l'air pur ou l'eau potable consommé(e) par un agent *a* ne peut l'être par un autre agent *b*.

Les biens publics et services environnementaux, exception faite de certaines ressources naturelles comme les forêts, les gisements miniers, gaziers ou pétroliers sont donc caractérisés par une absence de droit de propriété qui les rend accessibles à tous mais qui génère en contrepartie leur surexploitation. Cette absence de droit de propriété se manifeste donc par une impossibilité d'échanger ces biens sur le marché, car personne ne les possède, mais tout le monde en bénéficie. La Tragédie des Communs de Hardin [171] est une illustration des conséquences de l'absence de droit de propriété sur les ressources et biens environnementaux. Elle repose sur l'hypothèse que l'exploitation par de nombreux agents d'une même ressource en accès libre conduit inéluctablement à son épuisement. La Tragédie des Communs est susceptible de se produire pour toute ressource environnementale considérée comme un bien public, en l'absence de droit de propriété ou de réglementation spécifique sur le sujet, lorsque chaque agent ne considère que ses coûts et bénéfices privés et néglige l'influence de ses propres actions sur la ressource. En d'autres termes, cette tragédie se produit lorsque les agents économiques n'ont pas internalisé leurs effets externes dans la décision.

Les biens environnementaux sont souvent, ou du moins pour certains de leurs services, des biens non marchands, qui, par opposition aux biens privés et marchands, ne répondent ni à une demande ni à une offre. Par conséquent, ils ne possèdent pas de prix et la détermination de leur valeur par un calcul de consentement à payer à partir d'un prix n'est pas faisable. S'ils n'ont pas de prix, les biens environnementaux ont néanmoins une valeur, en référence à la VET et aux services qu'ils rendent. L'existence de services induit l'existence d'un CAP pour ces derniers, même en l'absence de marché. L'absence de marché empêche la révélation de ce CAP qu'il faut réussir à approcher d'une autre manière, en l'occurrence la monétarisation. La monétarisation est une condition nécessaire pour une bonne prise en compte de ces externalités sur l'environnement. Elle n'est cependant pas suffisante car il faut savoir comment l'utiliser ensuite.

1-1-1-3 La monétarisation : une solution pour l'internalisation des externalités environnementales

La dégradation d'un service ou d'un bien environnemental par un phénomène de pollution constitue une externalité spécifique faisant intervenir des processus physiques, chimiques et biologiques [166]. En économie du bien-être, il existe une relation entre la condition d'équilibre et l'optimum. Tout équilibre concurrentiel est un optimum de Pareto (aussi appelé optimum de premier rang). En présence d'externalité, et donc de pollution, l'équilibre concurrentiel n'est plus un optimum de Pareto. L'optimum social, en présence de pollution, correspond à l'égalisation des dommages et des bénéfices marginaux sociaux, c'est-à-dire incluant tous les CAP ou CAR marginaux. Cet optimum social E^* est atteint lorsque la pollution a été réduite en quantité de q_0 à q^* (cf. Figure 22).

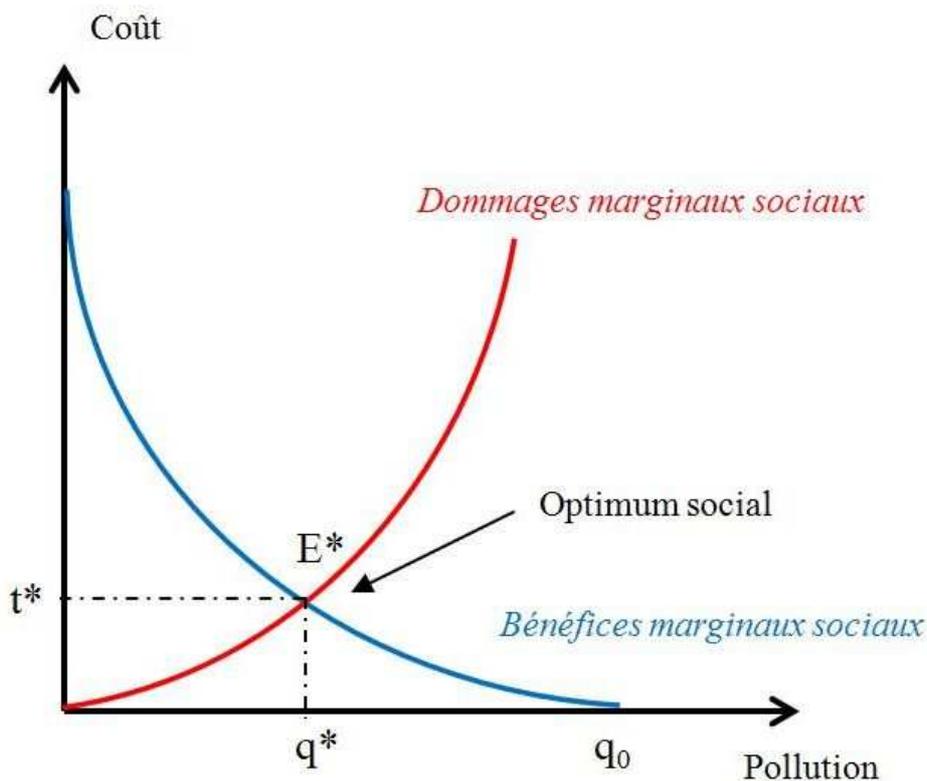


Figure 22 : La pollution optimale, égalisation des bénéfices et dommages marginaux, inspiré de [166]

Pour parvenir à cet optimum social de pollution, il faut évaluer monétairement les externalités. La monétarisation a deux fonctions :

- mettre en œuvre des instruments de régulation (taxe, norme, quotas), dont le but est d'inciter les agents privés à réduire leur pollution.
- intégrer ces externalités dans la décision publique, afin que le décideur puisse mettre en balance dans sa décision la satisfaction et l'insatisfaction des individus. C'est le cas pour les problèmes d'Analyse Coûts-Bénéfices (ACB) qui correspondent à des arbitrages à une échelle microéconomique.

La Figure 22 illustre le cas des instruments de régulation avec l'exemple de la taxe pigouvienne. Le montant t^* de cette taxe est tel que les dommages marginaux sociaux sont égaux aux bénéfices marginaux sociaux. Pour pouvoir instaurer cette taxe, cela présuppose de connaître parfaitement ces dommages et ces bénéfices, et donc d'avoir pu monétariser au préalable les dommages marginaux sociaux

1-1-2 La décomposition de l'environnement selon la Valeur Economique Totale

La Valeur Economique Totale d'un bien environnemental permet de définir les différentes valeurs associées à l'actif naturel que représente ce bien. Par ailleurs, les quatre principales fonctions écosystémiques d'habitat, de production, de régulation et d'information générées par les actifs naturels peuvent être associées à certaines composantes de la VET. L'objectif de cette partie est donc de rappeler les notions d'actif naturel et de Valeur Economique Totale, puis d'établir un lien entre VET et fonctions écosystémiques.

1-1-2-1 La notion d'actif naturel

La prise en compte, d'un point de vue économique dans un processus de décision, des effets externes d'une activité sur l'environnement nécessite de pouvoir révéler la valeur de l'environnement et des actifs naturels le constituant. Les flux et services de l'environnement procurent du bien-être à l'humain. Dans ce sens, ils génèrent de la valeur qui est attribuée à l'actif naturel qui en est la source, comme le montre la Figure 23 tirée du rapport TEEB [172].

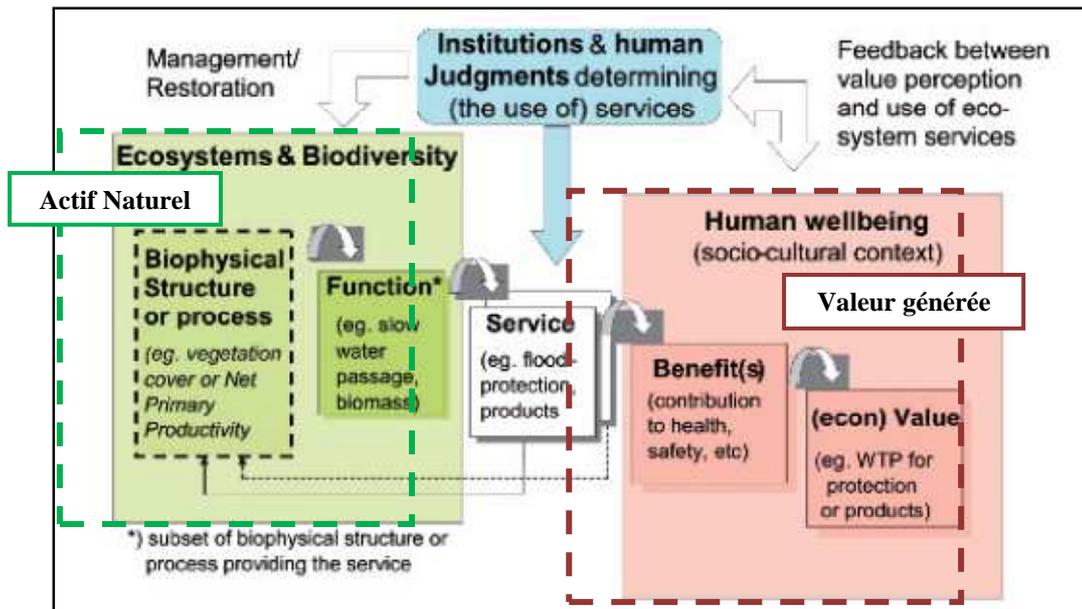


Figure 23 : Cheminement des écosystèmes et de la biodiversité vers le bien-être humain, issue de TEEB [172]

L'ensemble des actifs naturels constitue le capital naturel, et comme le souligne Costanza [165], celui-ci est essentiel au bien-être humain, car non intégralement substituable avec le capital construit et le capital humain. Pour illustrer la notion d'actif naturel, prenons l'exemple de la forêt. Par son existence, la forêt est génératrice d'une ressource naturelle, le bois, qui s'échange sur le marché. Elle produit aussi des services à l'échelle locale, grâce à sa fonction de régulation de la température, et aussi des services à l'échelle globale, comme le captage des émissions de CO₂. La forêt exerce également une fonction récréative sur les individus, par le plaisir qu'elle leur procure lorsqu'ils s'y rendent pour s'y promener. Cette liste des services fournis par la forêt n'est pas exhaustive, mais cela met en exergue la difficulté d'attribuer une valeur à la forêt, puisqu'il s'agit d'estimer une valeur pour chacun de ses services rendus. A la diversité des services rendus s'ajoute également la difficulté de la révélation de la valeur pour différents niveaux spatiaux et temporels de diffusion du service. Les services de la forêt ne concernent pas les mêmes périmètres et donc pas les mêmes individus. La fonction de régulation de la température procure du bien-être localement, alors que la fonction de captage du CO₂ est un bénéfice à l'échelle mondiale et peut contribuer au bien-être de tous.

L'actif naturel n'a pas de valeur marchande, ou du moins pas uniquement. Il ne s'échange pas moyennant un certain prix sur le marché. Pourtant, il peut s'avérer utile d'associer une valeur économique à ces actifs naturels, notamment lorsque ces actifs environnementaux produisent des services s'inscrivant dans le cadre de projets publics, et

qu'il y a incompatibilité entre l'usage prévu par un projet et d'autres usages. Poser une valeur sur ces services environnementaux permet de chiffrer leur importance au sein d'un projet, et en ce sens de leur donner une existence dans la sphère économique. En raison de la diversité des services et des biens qu'un actif naturel peut fournir, la détermination de sa valeur est complexe. Le problème est d'évaluer l'intégralité de la valeur d'un actif naturel, sans pour autant faire de doubles comptages, pour ne pas faire de surestimation. Il faut donc pouvoir associer à chaque type de fonction (production, habitat, information et régulation) une catégorie de valeur.

1-1-2-2 La notion de Valeur Economique Totale (VET)

La valeur d'un actif naturel est évaluée par le concept de valeur économique totale (VET). Chacune des quatre fonctions de production, d'habitat, d'information et de régulation fournies par un actif naturel peut être rattachée à la valeur économique totale (VET). La Figure 24 présente les différentes valeurs qui composent la VET. Après une description de chacune de ces valeurs, suivra la définition des valeurs spécifiques pour les quatre fonctions précitées.

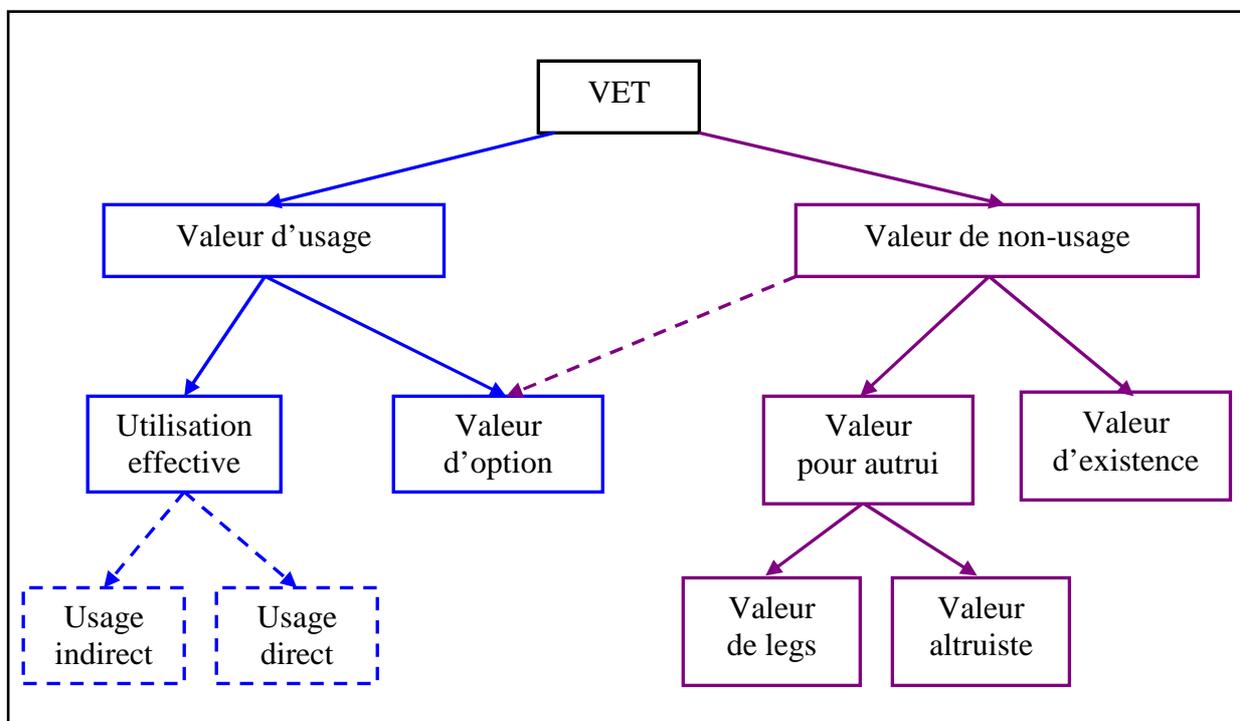


Figure 24 : la décomposition de la Valeur Economique Totale d'un bien ou service environnemental, d'après [173]

[174]

Les valeurs d'usage sont les valeurs que l'on accorde au bien environnemental pour son utilisation effective, possible ou envisagée. Cette notion intègre, dans le cadre par exemple d'une forêt, la consommation de matières premières comme le bois, mais aussi la consommation de loisirs récréatifs comme une balade en famille. Par opposition, les valeurs de non-usage sont les valeurs que l'on associe à un bien environnemental qu'on n'utilise pas et qu'il n'est pas prévu d'utiliser pour différentes raisons.

A cheval entre ces deux concepts se trouve la valeur d'option. La valeur d'option est décrite comme la valeur que les individus accordent à un bien environnemental qu'ils n'utilisent pas actuellement mais dont ils veulent garder la possibilité d'utiliser à l'avenir. Selon les auteurs, elle est soit intégrée dans les valeurs d'usage [173], soit dans les valeurs de non-usage [175]. Dans le premier cas, l'opportunité d'utiliser le bien, même dans un futur plus ou moins proche, est alors perçue comme une valeur d'usage dans le futur. Dans le second cas, les auteurs expliquent que le non-usage actuel du bien environnemental, quel que soit son utilisation potentielle future, suffit à classer la valeur d'option comme une valeur de non-usage. Selon la limite temporelle fixée, la valeur d'option est une valeur d'usage, lorsque le futur est inclus, ou une valeur de non-usage, lorsque seul le présent compte.

Il est donc possible d'accorder une valeur à l'environnement, ou à un bien environnemental, sans en avoir un usage direct, potentiel ou futur. C'est pourquoi une distinction de premier ordre est faite, parmi les valeurs de non-usage, entre la valeur d'existence et la valeur pour autrui. La valeur d'existence est la valeur que l'on accorde à un bien « intrinsèquement » indépendamment des personnes qui utilisent ou pourront utiliser ce bien. La valeur pour autrui, en revanche, est accordée à un bien que l'individu n'utilise pas mais dont il est conscient que d'autres personnes trouvent ou pourront trouver un intérêt à utiliser. Si l'individu accorde une valeur à un bien environnemental qu'il n'utilise pas, dans le seul but de permettre aux personnes de sa génération et des générations futures d'en bénéficier, on qualifiera cette valeur pour autrui de valeur altruiste. Si l'individu attribue une valeur à un bien environnemental pour assurer à sa descendance la possibilité de l'utiliser, il est alors question de valeur de legs.

La valeur d'un bien environnemental se caractérise aussi, comme cela a été vu précédemment, par l'usage que l'on en fait. Cet usage peut être futur ou hypothétique, et nous rentrons alors dans le cadre de la valeur d'option. Cet usage peut aussi être effectif. Dans ce cas, il arrive que l'on dissocie la valeur d'usage direct de celle d'usage indirect. Quand le service environnemental est directement utilisé pour lui-même, il est question de valeur

II-1 Fondements théoriques de l'évaluation des impacts environnementaux

d'usage direct. Quand au contraire le service n'est pas utilisé directement mais entre en compte dans la production d'un bien ou d'un autre service consommé par l'Homme, il s'agit de valeur d'usage indirect.

1-1-2-3 Liens entre VET et fonctions écosystémiques

Après avoir d'une part présenté les quatre fonctions écosystémiques en introduction de la partie 1-1, et après avoir d'autre part expliqué les différentes composantes de la VET, il est désormais possible de déterminer, pour chacune de ces quatre fonctions (production, habitat, information et régulation), les composantes de la VET pour lesquelles elles ont une influence.

- La fonction de production aura une valeur d'usage direct.
- La fonction d'habitat engendrera une valeur d'existence, mais aussi d'option et pour autrui.
- La fonction d'information aura un impact sur les valeurs d'usage indirect, d'existence, d'option, et valeur pour autrui.
- La fonction de régulation influencera les valeurs d'usage indirect, d'option, d'existence, et de valeur pour autrui.

Tout bien ou service environnemental peut être décomposé en une valeur économique totale de la manière présentée sur la Figure 24. Mais le bien ou service en question n'est pas nécessairement caractérisé par toutes ces valeurs décrites précédemment. Il faut se poser la question, pour un bien que l'on souhaite monétariser, des valeurs qui le constituent.

1-2 Les méthodes de monétarisation de chacun des éléments de la valeur des biens et services environnementaux

L'objectif de ce paragraphe est, d'une part, de présenter de façon ordonnée, selon leur rattachement au cadre théorique, les différentes méthodes de monétarisation des biens et services environnementaux et, d'autre part, de déterminer les valeurs de la VET que chacune de ces méthodes permet de calculer. Entre temps, seront mises en avant les possibilités d'application *a priori* de chaque méthode pour la monétarisation des impacts environnementaux.

1-2-1 Classification des méthodes de monétarisation

Il existe une multitude de méthodes de monétarisation, mais toutes n'appartiennent pas au même cadre théorique. La classification de ces méthodes est plus complexe qu'une simple répartition entre préférences révélées et déclarées, ou entre méthodes directes et indirectes, ou entre méthodes basées sur les coûts et sur les préférences. En effet, certaines catégories de méthodes se recourent entre elles. Avant de passer en revue les différentes méthodes de monétarisation, il est important, dans un premier temps, de situer les différentes approches de monétarisation les unes par rapport aux autres (cf. Figure 25).

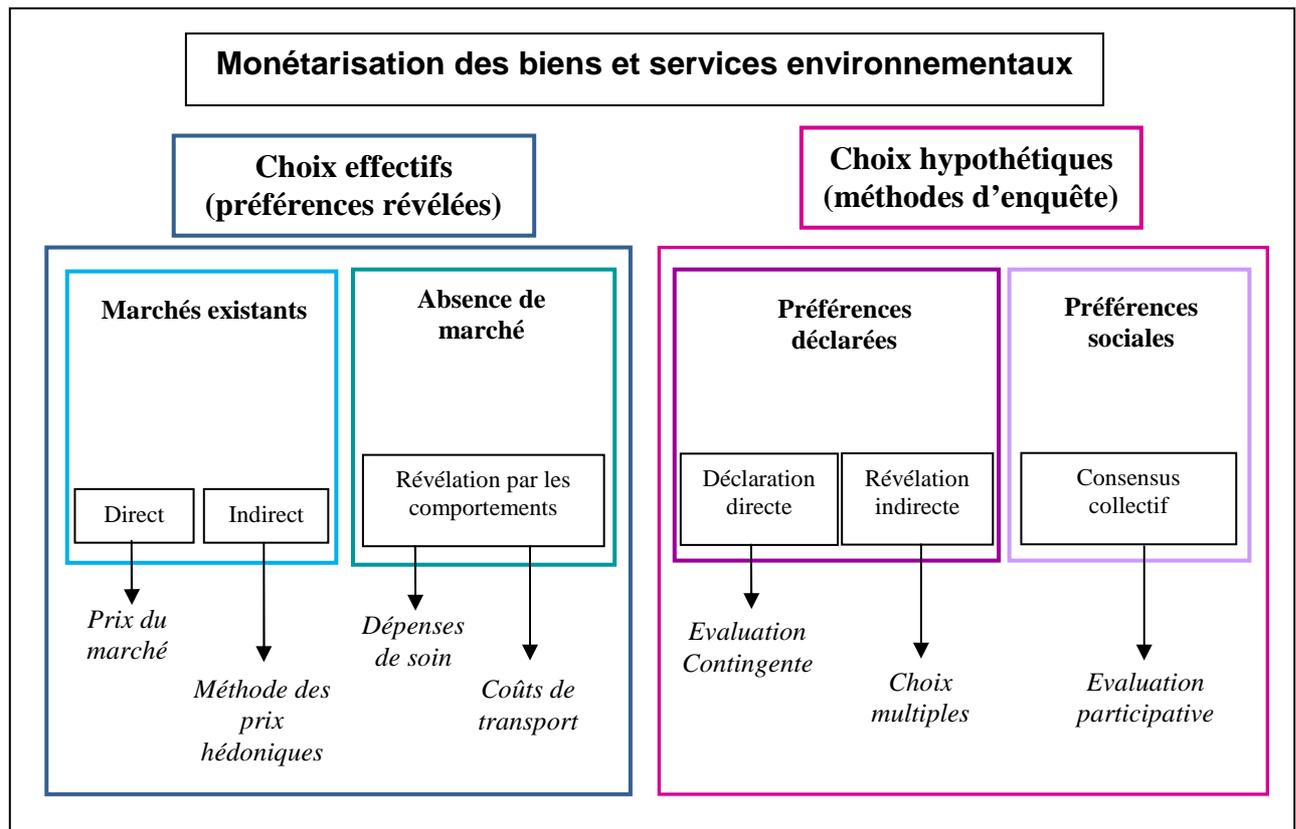


Figure 25: Classification des méthodes de monétarisation en fonction de leur cadre théorique, inspiré de TEEB [172]

En général, une distinction principale est faite entre les méthodes basées sur les comportements observés, et celles basées sur des enquêtes [175] [173]. On les appelle « préférences révélées » ou « méthodes indirectes » pour les premières, et par opposition, « préférences déclarées » ou « méthodes directes » pour les secondes. Ces appellations ne sont pas spécialement appropriées car d'une part les comportements observés s'appuient sur des révélations directes et indirectes, et d'autre part les méthodes d'enquête recourent aux déclarations directes (évaluation contingente) et aux révélations indirectes (choix multiples). De ce fait, nous avons classé les principales méthodes de monétarisation en deux catégories, « choix effectifs » et « choix hypothétiques », au sein desquelles nous avons essayé de les ordonner en fonction de leurs principales caractéristiques (cf. Figure 25). A ces deux catégories principales s'ajoute celle du transfert de valeurs, souvent mentionnée dans des études récentes [176]. Nous n'avons pas intégré le transfert de valeurs dans la figure précédente, car elle n'est pas une méthode de monétarisation primaire en soi, elle permet en revanche d'utiliser et d'adapter des résultats existants à un nouveau cas.

Les différentes typologies présentes dans la littérature ont donc été recoupées afin de distinguer six catégories principales de méthodes de monétarisation que sont : l'évaluation

directe par les marchés, l'évaluation indirecte par les marchés, la révélation par les comportements en l'absence de marché, les préférences déclarées directes, les préférences déclarées indirectes, et enfin les approches par les préférences sociales.

1-2-2 Présentation des différentes méthodes de monétarisation

Les six catégories et leurs méthodes associées sont décrites synthétiquement dans le Tableau 3. Le transfert de valeurs est également intégré à la présentation de ces méthodes. Cette classification fait écho à celle présentée dans le récent rapport TEEB [172]. Le cadre théorique de chacune des catégories de monétarisation précédemment précitées est expliqué. Pour chaque catégorie, les méthodes qui s'y rattachent sont présentées en y exposant leur principe, leurs intérêts et limites et leurs domaines d'application.

Une présentation détaillée de ces méthodes figure en annexe II-1. Elle expose en substance les fondements et origines, les intérêts et limites ainsi que les domaines d'application de chacune de ces méthodes.

Tableau 3 : Comparaison des différentes méthodes de monétarisation

Approche	Méthode	Principes et Objectifs	Champ d'application	Limites
Evaluation directe par les marchés existants	Prix du marché	Estimation de la valeur privée du bien (surplus du consommateur) à partir de l'observation du prix du marché	Biens et services avec des prix observables sur le marché	<ul style="list-style-type: none"> - Domaine d'application restreint : consommables directs et services marchandables des actifs naturels - Valeur incorrecte si distorsion du marché ignorée - Estimation de la valeur d'usage direct seulement : borne inférieure de la VET
Evaluation indirecte par les marchés existants	Prix hédoniques	<ul style="list-style-type: none"> - Observation des comportements sur le marché comme choix de travail et achat de biens immobiliers. - Estimation d'un CAP marginal pour chaque caractéristique du bien grâce à la théorie de Lancaster : (prix du bien dépend de chacune des caractéristiques qui composent le bien) - Estimation d'une fonction de demande pour mesurer le surplus du consommateur. - Estimation de l'ensemble de la VET 	<ul style="list-style-type: none"> - Développée par Adelman et Griliches en 1961 [177] : expliquer le prix des automobiles selon leurs caractéristiques - Première application environnementale : Ridker et Henning en 1967 [178] : effets de la pollution de l'air sur le prix des habitations - Autres applications : la qualité de l'air, de l'eau, du paysage, du bruit, des bénéfices culturels [176] 	<ul style="list-style-type: none"> - Quantité importante de données pour mettre en œuvre la méthode - Biais dans le choix des variables économétriques du modèle - Influence de la spécification du modèle économétrique sur les résultats - Hypothèse de fonctionnement parfait du marché immobilier non respectée en pratique - Applicable une fois que la dégradation ou l'amélioration de l'environnement est constatée (démarche <i>ex post</i>)
	Coûts de dommages	<ul style="list-style-type: none"> - Quantification physique des dommages environnementaux, via des fonctions dose-réponse. - Association d'une valeur monétaire pour les dommages estimés avec des approches coût de la vie humaine, et coût de l'espérance de vie 	Evaluation des impacts de la pollution sur la santé, la dégradation des immeuble, des matériaux, l'érosion	<ul style="list-style-type: none"> - Fiabilité des fonctions dose-réponses employées - Limites liées aux méthodes de monétarisation utilisées pour calculer le coût de la vie humaine et le coût de l'espérance de vie

II-1 Fondements théoriques de l'évaluation des impacts environnementaux

Approche	Méthode	Principes et Objectifs	Champ d'application	Limites
Régulation des comportements en l'absence de marché	Dépenses de remplacement	- Evaluation des coûts de remplacement des biens et services environnementaux, en supposant que ces coûts sont égaux aux dommages subis	- Evaluation de fonctions spécifiques naturelles des écosystèmes [176]	- Hypothèse forte que le remplacement du bien ou service environnemental en vaut la peine - Pas d'évaluation de la valeur d'existence : valeur partielle de la VET - Si le remplacement est observé, c'est que la valeur accordée est strictement supérieure au coût (borne inférieure de la VET)
	Dépenses de dépollution	- Méthode assez proche de la méthode des coûts de remplacement - L'estimation des coûts de dépollution permet d'accéder aux coûts de dommage du bien environnemental	Même domaine d'application que les coûts de remplacement	- Hypothèse forte sur les capacités des techniques de dépollution actuelles : ramener l'environnement à son état initial - Hypothèse du pollué pouvant remédier par lui-même à la pollution subie - Nécessité de bien identifier tous les pollués - Pas d'évaluation de l'intégralité de la VET.
	Dépenses de protection ou d'évitement	- Observation des comportements de consommation de biens de protection des ménages confrontés à une dégradation de leur environnement. - Reconstruction de la courbe de demande du bien de protection - La valeur marchande des biens acquis est égale au prix implicite de la nuisance [173]	Evaluation des nuisances et de pollutions environnementales (bruit, qualité de l'eau du robinet)	- Sélection des données : cadrage spatial et temporel de l'analyse. - Variabilité des prix à travers le temps. - Evaluation partielle de l'ensemble des pollutions et nuisances qui affectent un foyer : borne inférieure de la VET.
	Dépenses de soin	- Observations des comportements de dépense des individus pour des services de santé et l'achat de médicaments confrontés à des problèmes de santé causés par la pollution - L'ensemble des dépenses de santé de l'individu correspond à son CAP pour une diminution de la pollution	Evaluation des impacts de la pollution sur la santé humaine	- Cadrage spatial et temporel de l'analyse - Utilisation de fonctions dose-réponse pour faire le lien entre pollution et effets sur la santé - Contribution de la pollution aux effets sur la santé pour des personnes avec des pathologies pré-existantes - Non prise en compte des comportements préventifs - Dépendances de l'individu à ses administrateurs sociaux pour engager des dépenses de santé [173], donc des dommages sur la santé endogènes à chaque pays - Non prise en compte du manque de ressources financières de l'individu pour se soigner. - L'ensemble de la VET non estimée (pas de valeur d'altruisme par exemple)
	Coûts de Transport	- Principe de faible complémentarité entre les sites d'activité récréationnelles et les déplacements associés [179] - L'ensemble des dépenses engagées pour accéder au site est égal au CAP pour bénéficier du site - Construction de la courbe de demande du site récréatif à partir des CAP et calcul du surplus du consommateur	- Origine de la méthode: Hotelling en 1947 [180] [181] - Première application : valeur récréatives de rivières en 1958 [182] - Estimation de la VET de zones et de parcs naturels, d'activités récréationnelles en lien avec des biens environnementaux comme la pêche, la chasse, la baignade, la promenade,...	- Affectation du coût de transport dans le cas de visites multiples - Présence de sites substitués à proximité du lieu d'habitation des ménages. - Coûts de transport nuls pour les individus vivant à proximité du site - Pas de consensus sur l'évaluation du coût d'opportunité (temps de trajet) - Ne capte pas la valeur d'existence : estimation d'une valeur partielle de la VET - Limitée aux sites récréatifs

II-1 Fondements théoriques de l'évaluation des impacts environnementaux

Approche	Méthode	Principes et Objectifs	Champ d'application	Limites	
Préférences déclarées	Evaluation contingente (déclaration directe)	<ul style="list-style-type: none"> - Estimation de CAP non déductibles de comportements observés - Techniques d'enquête auprès d'individus pour connaître leur CAP ou CAR pour une amélioration ou dégradation hypothétique d'un bien ou service environnemental - Construction d'un modèle économétrique pour évaluer les CAP des individus en fonction de leurs caractéristiques socio-économiques - Evaluation de l'ensemble de la VET 	<p>Champ d'application assez vaste :</p> <p>qualité de l'eau, qualité de l'air, loisirs de plein air, sauvegarde des espèces, protection des forêts, gestion des déchets, assainissement, biodiversité, dommages sur les ressources naturelles, etc.. [173]</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Biais hypothétiques : mise en situation de choix virtuels - Biais d'administration du questionnaire : influence du format du questionnaire sur les CAP - Biais stratégique : comportement de passager clandestin - Biais de "yeah saying" : déclaration pour paraître charitable - Biais d'inclusion : CAP des individus insensible à l'amplitude des améliorations proposées - Analyse unidimensionnelle du bien environnemental qui est perçu dans sa globalité - Temps et moyen pour mettre en œuvre la méthode 	
	Modélisation de choix (révélation indirecte)	Choix multiples	<p>Idem Evaluation contingente, mais :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Technique d'enquête avec une analyse multidimensionnelle du bien environnemental - Enquêtés soumis à des cartes de choix sur lesquelles ils doivent choisir parmi au moins deux alternatives - Modélisation économétrique basée sur la théorie de Lancaster [183] et sur la théorie de l'utilité aléatoire développée par Luce [184] et McFadden [185] [186] 	<ul style="list-style-type: none"> - Initialement marketing et transport - Evaluations de services récréationnels d'aménités paysagères [187] [188], préservation des zones humides [189], gestion de l'eau potable [190] 	<ul style="list-style-type: none"> - Biais hypothétique - Effort cognitif pour l'exercice pouvant fausser les résultats - Nombre de caractéristiques environnementales limité - Niveau d'information à fournir aux enquêtés - Temps et moyen pour mettre en œuvre la méthode
		Notation contingente	<ul style="list-style-type: none"> - Technique d'enquête avec une analyse multidimensionnelle du bien environnemental - Enquêtés soumis à des alternatives successives multi-caractéristiques - Attribution d'une note pour chaque alternative présentée successivement et indépendamment des autres - Théorie de l'utilité aléatoire - Conversion des notes en échelle d'utilité 	<ul style="list-style-type: none"> - Méthode populaire dans le marketing - Application très limitée dans le domaine de l'environnement - Quelques exemples pour l'activité de la pêche [191] et les impacts des parcs éoliens [192] 	<ul style="list-style-type: none"> - Hypothèse de la cardinalité de l'échelle de notation - Hypothèse de comparabilité des notations entre individus - Méthode non cohérente avec la théorie du consommateur
		Classement contingent	<ul style="list-style-type: none"> - Idem choix Multiples mais classement successif des alternatives sur chaque carte de choix. - Informations statistiques plus riches. - Estimation plus précise des CAP 	<ul style="list-style-type: none"> - Origine: application à la demande en véhicule électrique par Beggs et al. en 1981 [193] - Peu appliquée à l'environnement - Quelques exemples en aménagement paysager,adduction d'eau potable [194], sites récréationnels, l'impact de l'utilisation de pesticides [173] 	<ul style="list-style-type: none"> - Idem Choix Multiples - Effort cognitif accentué
		Comparaison par paires	<ul style="list-style-type: none"> - Combinaison des choix multiples et de la notation contingente - Choix d'une alternative parmi les deux proposées, puis lui attribuer une note selon une échelle de notation 	<ul style="list-style-type: none"> - Méthode populaire dans le milieu du marketing - Utilisée pour les sites récréationnels dans les années 70 [195] - Utilisée à partir des années 90 pour les impacts sur la santé humaine et pour la perte de biodiversité [196] - Utilisation mineure en environnement par rapport aux choix multiples 	<ul style="list-style-type: none"> - Combinaison des limites des choix multiples et de la notation contingente - Effort cognitif amplifié - Incohérence avec la théorie du bien-être si absence de scénario de référence dans chaque paire de scénarios proposée

II-1 Fondements théoriques de l'évaluation des impacts environnementaux

Approche	Méthode	Principes et Objectifs	Champ d'application	Limites
Préférences sociales et consensus collectif	Evaluation participative	<ul style="list-style-type: none"> - Approche participative et interactive - Sollicitation des individus pour leur demander de déterminer en commun l'importance d'un service environnemental non marchand au regard d'autres biens et services environnementaux marchands - Evalue l'ensemble de la VET 	<ul style="list-style-type: none"> - Méthode encore peu développée donc méconnue - Applicable en théorie à tout bien ou service environnemental 	<ul style="list-style-type: none"> - Rôle du pouvoir de conviction de certains participants - Biais possible dans la constitution du groupe si basée sur le volontariat
Transfert de bénéfices ou de valeurs	<ul style="list-style-type: none"> - Utilisation des résultats d'une évaluation économique d'un cas particulier pour les appliquer à un autre cas particulier. - moins coûteuse car ne nécessite pas le déploiement d'une méthode "sur le terrain" 	Evaluation de la pollution environnementale	<ul style="list-style-type: none"> - Caractéristiques similaires entre les deux cas étudiés: rarement possible dans la réalité. - Difficulté d'identifier les facteurs qui varient entre les deux cas. 	

1-2-3 Quelles méthodes de monétarisation pour les impacts environnementaux ?

Après avoir explicité la notion de valeur économique totale (VET) d'un bien ou service environnemental, présenté l'ensemble des valeurs qui constituent cette VET en faisant le lien avec les quatre fonctions écosystémiques et classé les différentes méthodes de monétarisation des biens et services environnementaux, il s'agit maintenant de mettre en adéquation ces méthodes de monétarisation avec les différentes valeurs qui composent la VET, afin de connaître la méthode de monétarisation la mieux adaptée *a priori* pour une valeur particulière de l'environnement. Cela permettra ensuite de relier les méthodes de monétarisation disponibles avec les valeurs de VET des impacts environnementaux.

De nombreux travaux ont déjà été effectués pour rattacher les méthodes de monétarisation à une ou plusieurs valeurs de l'environnement. Le Tableau 4 exprime les valeurs de la VET que chaque méthode de monétarisation permet d'évaluer, de façon globale ou séparée.

Tableau 4 : Valeurs de la VET estimables par les méthodes de monétarisation actuelles

Méthodes		Valeur d'usage direct	Valeur d'usage indirect	Valeur d'option	Valeur de legs	Valeur altruiste	Valeur d'existence
Choix effectifs (préférences révélées)	Prix du marché	X					
	Coûts de dommages		X				
	Dépenses de remplacement		X				
	Dépenses de protection	X					
	Dépense de soin	X					
	Prix hédonistes		X				
	Coûts de transport		X				
Choix hypothétiques (méthodes d'enquête)	Evaluation contingente			X			
	Choix multiples			X			
	Notation contingente			X			
	Classement contingent			X			
	Comparaison par paires			X			
	Evaluation participative			X			
Transfert de bénéfices		Les mêmes valeurs que le bien ou service environnemental original					

Ces impacts environnementaux peuvent être associés à un bien ou service environnemental qu'ils dégradent. Toutes les composantes de la VET existent pour ces biens environnementaux, même si les valeurs d'usage direct et indirect sont plus perceptibles, et ont par conséquent une légère tendance à occulter les autres. Toutefois, pour évaluer la VET de ces impacts, ou de leur bien associé, il faut estimer l'ensemble de ses composantes, aussi bien les valeurs d'usage que les valeurs de non-usage.

Deux types d'approche sont alors envisageables. Soit le praticien utilise une approche « combinée » qui recourt à différentes catégories de méthodes de monétarisation. Dans ce cas, chaque valeur économique du bien associé à l'impact est évaluée par la méthode la plus appropriée ; il s'agit des méthodes à préférences révélées (choix effectifs). En contrepartie, le praticien risque de se heurter à des cadres théoriques différents et à des périmètres d'évaluation non identiques car ce type de méthodes ne donne accès qu'à une borne inférieure de la VET, en se limitant à la révélation des valeurs d'usage. Enfin, pour obtenir la VET, il faudra alors sommer chacune des valeurs spécifiques précédemment évaluées. Mais cette hypothèse selon laquelle la VET peut être estimée par la somme de chacune des valeurs spécifiques ne fait pas consensus. La seconde approche permet d'évaluer le tout plutôt que chacune de ses parties [197]. Elle consiste à utiliser une approche globale qui permet d'obtenir par une seule méthode de monétarisation la VET du bien environnemental considéré. Cela nécessite de faire appel aux préférences déclarées, seules méthodes à pouvoir estimer directement l'ensemble de la VET, mais sans pouvoir en distinguer les différentes composantes. Cependant, les préférences déclarées semblent plus appropriées pour estimer les valeurs de non-usage que les valeurs d'usage. Une question reste sans réponse : il s'agit de celle du crédit que l'on peut accorder en pratique aux valeurs d'usage estimées par des préférences déclarées. Enfin, l'évaluation des valeurs de non-usage et leur intégration dans la VET fait toujours débat au sein de la littérature économique [198].

En miroir de cette analyse théorique, quelles leçons pouvons-nous tirer des applications disponibles dans la littérature de monétarisation des impacts environnementaux de la gestion des déchets, au regard des méthodes utilisées ?

1-3 La monétarisation des impacts environnementaux dans le cas de la gestion des déchets

L'évaluation de l'intégralité de la VET pour un bien ou service environnemental n'est faisable, selon la théorie, que par des méthodes de monétarisation à préférences déclarées. Les impacts environnementaux, tels qu'ils sont définis en ACV, modifient la qualité des services environnementaux. Cela suppose donc, en théorie, de recourir à cette catégorie de méthodes de monétarisation pour pouvoir appréhender l'ensemble de la VET associée à ces impacts, et ne pas se limiter uniquement aux valeurs d'usage. Il en va de même pour le cas particulier des impacts environnementaux issus de la gestion des déchets ménagers. L'analyse d'études de cas de monétarisation liées aux impacts environnementaux de la gestion des déchets ménagers peut apporter un éclairage, d'une part sur les méthodes de monétarisation utilisées, et d'autre part sur les catégories d'impacts évaluées. A ce titre, certaines de ces études de cas ont été analysées, dont la liste figure en annexe II-2. Ces études ne s'appliquent pas uniquement aux impacts environnementaux⁸ mais aussi aux émissions de substances polluantes⁹ et aux catégories de dommages¹⁰. Les diverses études de cas de monétarisation sont donc réalisées en différents points de la chaîne de cause à effet du mécanisme d'impact, au début pour les émissions de substances, à un niveau intermédiaire pour les catégories d'impacts et à la fin pour les catégories de dommages. Toutes les études passées en revue ne sont pas nécessairement issues d'une démarche expérimentale, certaines d'entre elles sont des études dites « secondaires » car elles s'appuient sur des valeurs précédemment établies et disponibles dans la littérature.

L'objectif n'est pas de dresser un panorama exhaustif des études de monétarisation existantes. Il s'agit au travers de quelques exemples de souligner, dans un premier temps, les principaux motifs et objectifs qui ont conduit à l'élaboration de ces évaluations et, dans un second temps, la diversité des méthodes utilisées. Enfin, les études de monétarisation des

⁸ Pour rappel, selon la norme ISO 14 040, un impact est un attribut ou aspect de l'environnement naturel, de la santé humaine ou des ressources, qui permet d'identifier un point environnemental à problème. L'évaluation d'un impact *midpoint* est fondée uniquement sur les propriétés polluantes des substances contribuant à l'impact.

⁹ Les émissions correspondent au rejet de substances polluantes dans l'environnement, dans l'un des trois compartiments suivants : l'eau, l'air et le sol.

¹⁰ Le dommage environnemental est situé à la fin de la chaîne de cause à effet d'un impact. Son évaluation est basée non seulement sur les propriétés de la substance, mais aussi sur son devenir, les conditions d'exposition et la sensibilité de la cible [35].

impacts environnementaux *midpoint* de l'ACV n'étant pas pléthores, l'exemple de la monétarisation de l'équivalent CO₂ pour l'impact sur l'augmentation de l'effet de serre est présenté à titre illustratif.

1-3-1 Motifs et objectifs des études de monétarisation

Alors que la dernière partie du premier chapitre (cf. partie 2-4) laissait entrevoir la monétarisation comme une technique de pondération et d'agrégation possible dans un contexte d'aide à la décision pour les impacts environnementaux *midpoint* ou *endpoint* issus d'ACV, cela ne constitue pas un objectif premier pour les études ici analysées et toutes publiées entre 1995 et 2008. En effet, aucune des évaluations passées en revue ne recourt à l'ACV pour quantifier les impacts environnementaux, et donc *a fortiori* aucune d'entre elles ne traite du couplage ACV-monétarisation des impacts, même si cela existe par ailleurs, voir Itsubo [157] et Weidema [159] (cf. partie 2-4). Dès lors, on peut se demander quels sont ces autres objectifs de monétarisation pour ces études de cas relatives aux impacts environnementaux de la gestion des déchets. Plusieurs objectifs sont effectivement poursuivis avec la monétarisation des impacts. Ces objectifs dépendent des études de cas et du contexte dans lequel elles se situent. Ils peuvent être regroupés en quatre catégories principales que sont :

- l'internalisation des externalités par la mise en œuvre d'une ACB (et mécanisme de compensation financière),
- l'apport d'éléments d'information supplémentaires pour éclairer la décision,
- l'apport de la connaissance (hors contexte décisionnel),
- l'internalisation des externalités sous d'autres formes que la compensation financière.

L'internalisation des externalités par la mise en œuvre d'une ACB est mentionnée dans quatre études. Cette référence à l'ACB est explicite dans la publication de Krewitt et al. [199] ainsi que dans le rapport publié en 2000 par la Commission Européenne [200]. Dans le premier cas, l'ACB permettrait de mesurer l'efficacité d'une politique de réduction d'émissions gazeuses, par la comparaison des coûts et des bénéfices de l'instauration de programmes de réduction d'émissions. Dans le second cas, les externalités doivent être prises en compte lors de l'évaluation de politiques publiques en gestion des déchets. Cela est notamment réalisé, pour les externalités négatives, par l'intégration dans une ACB des coûts

sociaux et environnementaux. La référence à l'ACB est en revanche implicite dans les publications de Garrod et Willis [201] et de Kiel et McClain [202]. Pour les premiers, le choix d'un projet de gestion de déchets doit être déterminé par le meilleur ratio entre les bénéfices sociaux (externalités positives) et les coûts privés, ce qui sous-tend une mise en balance des coûts et des bénéfices du projet. Pour les seconds, la monétarisation des externalités permettra de mieux définir les compensations financières à attribuer suite à l'implantation d'une installation de traitement de déchets. Cela fait implicitement référence au critère de Kaldor-Hicks de l'ACB qui considère un projet comme réalisable dès lors où un mécanisme de compensation financière pour les « perdants » peut être institué.

Le recours à la monétarisation des impacts environnementaux dans le but d'éclairer la décision est évoqué dans six publications ou rapports. Pour Eshet et al. [203] et Dijkgraaf et Vollebergh [204] [205], la monétarisation des externalités apporte des éléments supplémentaires pour l'aide à la décision en matière de gestion des déchets, mais les auteurs ne mentionnent pas de contexte particulier pour la décision. Les études du MEDD [206] et de DEFRA [207] s'inscrivent toutes deux dans un contexte de décision locale et nationale. En effet, les résultats de l'étude du MEDD avaient vocation à alimenter les débats locaux et nationaux sur la question de l'acceptabilité de l'incinérateur. Ceux du DEFRA en Grande-Bretagne devaient étayer les propositions d'un groupe de travail interministériel sur les choix de gestion des déchets. Enfin, certaines études de monétarisation ont une portée européenne, comme celle de l'INFRAS [208] dont une partie des résultats a servi à établir la politique de transports au sein de l'Union Européenne.

Mais un certain nombre d'études de monétarisation [209] [210] [211] [212] [213] [214] ne rappellent pas nécessairement la finalité de la démarche. Il est généralement avancé, pour ces études-là, que les résultats apportés ou les méthodes développées participent à l'élaboration de la connaissance scientifique concernant l'évaluation des impacts environnementaux et sociaux et de leurs coûts associés. Les rapports INFRAS [208] et MEDD sur les incinérateurs [206] mentionnent des objectifs finaux, mais leurs auteurs avancent en outre un intérêt à capitaliser des connaissances supplémentaires sur les externalités de la gestion des déchets.

Enfin, quelques études [208] [206] [215] soulignent l'intérêt de la monétarisation pour l'internalisation des externalités. Cette internalisation ne se traduit pas nécessairement par la mise en œuvre d'une ACB avec mécanisme de compensation financière. Elle peut aussi être réalisée avec d'autres instruments que sont entre autres la taxe ou les quotas d'émissions.

Les résultats des études de monétarisation des impacts, outre apporter des éléments de connaissance, ont essentiellement pour finalité d'être utilisés dans un contexte d'aide à la décision, que ce soit avec des méthodes formelles d'internalisation des externalités, ou dans de simples mises en débat des valeurs obtenues. Cette analyse des objectifs a en outre montré que les études de monétarisation des impacts, lorsqu'ils ne sont pas évalués dans le cadre d'une ACV, n'ont pas pour finalité d'être utilisées comme méthodes de pondération et d'agrégation des impacts. En outre, les impacts à monétariser sont parfois en réalité des émissions de substances ou des dommages.

1-3-2 Présentation des études de cas analysées

La définition d'impact environnemental dans le domaine de l'évaluation monétaire est assez large et ne se limite pas à la notion qui est employée en ACV. C'est pourquoi les études de monétarisation liées à la gestion des déchets qui ont été recensées traitent aussi bien des substances, que des aspects environnementaux (exemple : fuite de lixiviats en fonctionnement normal), des impacts environnementaux, des dommages environnementaux, des nuisances et de la qualité de l'air ou de l'eau. Différentes méthodes de monétarisation ont été utilisées au travers de ces études de cas. Afin de les présenter de façon synthétique et succincte, les études ont été catégorisées selon deux critères : la méthode de monétarisation utilisée (conformément à ce qui a été expliqué dans la partie 1-2), et l'objet de la monétarisation, en l'occurrence des substances ou des impacts. Trois tableaux ont ainsi été créés. Le Tableau 5 classe les études selon la méthode utilisée et selon le type de traitement de déchets auquel s'intéresse l'étude. Le Tableau 6 répartit les études selon la méthode et le type de substance monétarisée. Enfin, le Tableau 7 présente les études selon la méthode employée et la catégorie d'impact monétarisée. La dénomination de catégorie d'impact dans ce dernier tableau ne se limite pas aux impacts ACV *stricto sensu*, mais elle comprend également la qualité du paysage, l'emprise au sol et les nuisances.

Tableau 5 : Répartition des études de monétarisation selon la méthode utilisée et selon le type de traitement étudié, adapté de [216]

Traitement Méthode	Incinération	Stockage	Traitement biologique	Tri	Collecte/transport	Autre domaine que déchet
Prix du marché	Dijkgraaf et Vollebergh (1997) [204]	Dijkgraaf et Vollebergh (1997) [204]		Dijkgraaf et Vollebergh (1997) [204]		
	Dijkgraaf et Vollebergh (2003) [205]	Dijkgraaf et Vollebergh (2003) [205]		Dijkgraaf et Vollebergh (2003) [205]		
Prix hédoniques	Chèze (2007) [214]	Chèze (2007) [214]				
		DEFRA (2003) [212]				
Coûts de dommages		Méry (2008) [217]				
	Rabl et al. (2008) [211]	Rabl et al. (2008) [211]			INFRAS (2004) [208]	Krewitt et al. (1998) [199]
	CSEGE (1993) [209]	CSEGE (1993) [209]				
Dépenses de remplacement/ dépollution	Dijkgraaf et Vollebergh (1997) [204]	Dijkgraaf et Vollebergh (1997) [204]		Dijkgraaf et Vollebergh (1997) [204]	INFRAS (2004) [208]	
	Dijkgraaf et Vollebergh (2003) [205]	Dijkgraaf et Vollebergh (2003)[205]		Dijkgraaf et Vollebergh (2003) [205]		
Dépenses de soin					INFRAS (2004) [208]	
Autres méthodes de révélation des comportements en l'absence de marché					INFRAS (2004) [208]	
Evaluation contingente	MEDD/D4E (2005) [206]	MEDD/D4E (2003) [213]			INFRAS (2004) [208]	
Choix multiples		Garrod et Willis (1998) [201]				
Méta-analyses	Chèze (2007) [214]	Chèze (2007) [214]				
Méthodes non spécifiées					Prévot (2000) [218]	

Tableau 6 : Répartition des études de monétarisation selon la méthode employée et les substances ou polluants monétarisés

Méthodes \ Substances	PM10	NO _x	SO ₂	COV	ETM	Dioxines	CO ₂	Qualité/pollution air	Qualité/pollution eau	Lixiviats
	Coûts de dommages	Rabl et Spadaro (1998) [210]	Rabl. A.et al. (2008) [211]	INFRAS (2004) [208]						
Rabl et al. (2008) [211]		Rabl et al. (2008) [211]	Rabl et al. (2008) [211]	Rabl et al. (2008) [211]		Rabl et al. (2008) [211]				
		Krewitt et al. (1998) [199]	Krewitt et al. (1998) [199]							
Dépenses de remplacement/dépollution								Dijkgraaf et Vollebergh (1997) [204]	Dijkgraaf et Vollebergh (1997) [204]	CSERGE (1993) [209]
								Dijkgraaf et Vollebergh (2003) [205]	Dijkgraaf et Vollebergh (2003) [205]	
Méthodes non spécifiées							Prévot (2000) [218]	Prévot (2000) [218]	Prévot (2000) [218]	Rabl et al. (2008) [211]

II-1 Fondements théoriques de l'évaluation des impacts environnementaux

Tableau 7 : Répartition des études de monétarisation selon la méthode employée et selon les impacts monétarisés

Impacts Méthodes	Emprise au sol	Qualité paysage	Nuisances	Augmentation effet de serre	Atteinte santé humaine	Atteinte systèmes anthropiques	Autres
Prix du marché	Dijkgraaf et Vollebergh, (1997) [204]						
	Dijkgraaf et Vollebergh, (2003) [205]						
	INFRAS (2004) [208]						
Prix hédoniques		Kiel et Mc Clain (1995) [202]	Chèze (2007) [214]				
		DEFRA (2003) [212]	CSERGE (1993) [209]				
Coûts de dommages				INFRAS (2004) [208]	Rabl et Spadaro (1998) 99]	Rabl et al. (2008)[dégradation immeubles et pertes production agricole] [211]	
				Rabl et al. (2008) [211]	Rabl et al. (2008) [211]		
				CSERGE (1993) [209]	CSERGE (1993) [209]	CSERGE (1993) [209]	
Dépenses de remplacement/dépollution		INFRAS (2004) [208]				Krewitt et al. (1998) [199]	
Dépenses de soin			INFRAS (2004)				

II-1 Fondements théoriques de l'évaluation des impacts environnementaux

Impacts Méthodes	Emprise au sol	Qualité paysage	Nuisances	Augmentation effet de serre	Atteinte santé humaine	Atteinte systèmes anthropiques	Autres
Autres méthodes de révélation des comportements en l'absence de marché			INFRAS (2004) [coût du temps perdu avec congestion automobile] [208]				INFRAS (2004) [coût du temps perdu pour les piétons] [208]
Evaluation contingente			MEDD/D4E (2003) [213]				
			MEDD/D4E (2005) [206]				
			INFRAS (2004)[[208]				
			CSERGE (1993) [209]				
Choix multiples			Garrod et Willis (1998) [201]				
Méthodes non spécifiées	Prévot (2000) [218]		Prévot (2000) [218]				Prévot (2000) [dépendance pétrolière] [218]
			Rabl et al. (2008) [211]				

Avant tout, il est nécessaire de rappeler que l'analyse d'études de cas menée ici n'est pas exhaustive. Si elle ne permet pas de dresser un panorama complet de la monétarisation des impacts environnementaux dans le cadre de la gestion des déchets, elle en fournit un aperçu assez représentatif.

Ainsi, le Tableau 5 montre que les études portent majoritairement sur le traitement par incinération ou le stockage des déchets, avec l'utilisation de méthodes de monétarisation différentes, même au sein d'une même étude. Les opérations de tri des déchets n'ont été traitées que par un couple d'auteurs, Dijkgraaf et Vollebergh [204] [205], et cela à deux reprises. L'étude INFRAS [208] sur le transport n'est pas spécifique aux déchets, mais des éléments d'information peuvent être transférables aux phases de transport et de collecte de la gestion des déchets. En revanche, aucune évaluation sur les traitements biologiques ou le traitement mécano-biologique n'a été recensée dans notre analyse alors que les réglementations nationales et européennes en matière de gestion des déchets (cf. Section du Chapitre I) promeuvent la valorisation organique des déchets et ne réservent l'incinération et le stockage qu'au traitement des déchets ultimes. Par ailleurs, le Tableau 5 montre également que les méthodes à préférences révélées sont plus largement employées que les méthodes à préférences déclarées pour la monétarisation des impacts environnementaux de la gestion des déchets.

Le Tableau 6 répertorie parmi les études analysées celles qui ont effectué de la monétarisation de substances ou de flux de polluants. Peu de substances ou de flux ont finalement fait l'objet d'une évaluation monétaire, hormis quelques émissions gazeuses et les lixiviats issus de centre de stockage. Des évaluations plus globales ont en revanche été réalisées concernant la pollution de l'air et de l'eau. On observe peu de diversité dans les méthodes de monétarisation appliquées à ces substances et ces flux de polluants. Il s'agit des coûts de dommage si la méthodologie de *l'Impact Pathway Approach (IPA)* développée dans le projet ExternE [215] est utilisée, ou des dépenses de remplacement ou de dépollution sinon.

L'IPA est utilisée pour la monétarisation des impacts environnementaux ayant un effet sur la santé humaine. Cette approche se focalise notamment sur les impacts de la pollution de l'air sur la santé humaine. Cette *IPA* se décompose en différentes étapes. Dans un premier temps, les émissions du système ou du procédé de traitement de déchet sont calculées. Puis la dispersion est modélisée avec le calcul des concentrations en polluants dans les différentes

zones affectées. Les expositions cumulées sont ensuite évaluées et aboutissent au calcul des impacts de ces expositions par le biais d'une fonction dose-réponse (exemple : cas d'asthme dus à l'augmentation d'ozone dans l'atmosphère). Ces impacts sont plutôt des dommages au regard de l'ACV et sont exprimés dans une unité physique. Enfin, ces impacts/dommages sont évalués en termes monétaires en s'appuyant sur la mesure des préférences de la population bien informée et affectée par les dommages. Concernant le recours aux fonctions dose-réponse, seule l'inhalation est étudiée pour les substances suivantes : les particules (PM₁₀), les oxydes d'azote (NO_x), le dioxyde de soufre (SO₂) et l'ozone (O₃). Le calcul de doses d'ingestion a été en revanche effectué pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les métaux lourds, ces substances pouvant se retrouver dans l'alimentation et les boissons. Pour les autres impacts où l'IPA ne peut être mise en place (augmentation de l'effet de serre, acidification, eutrophisation), d'autres méthodes de monétarisation sont employées comme les dépenses de réparation ou les coûts de dommages.

Enfin, le Tableau 7 classe les études de cas ayant monétarisé des impacts en fonction de la catégorie d'impact et de la méthode appliquée. Parmi les catégories d'impacts monétarisées, seules l'augmentation de l'effet de serre et l'atteinte à la santé humaine sont couramment évaluées en ACV grâce à l'existence de méthodes de caractérisation. L'emprise au sol est une catégorie d'impact qui suscite de l'intérêt au sein de la communauté ACV depuis quelques années, il s'agit du *land use*. Des méthodes de caractérisation ont vu le jour depuis peu et font toujours l'objet actuellement de développements méthodologiques. En gestion des déchets, il semble également exister une volonté de prendre en compte les nuisances parallèlement à l'évaluation des impacts par ACV. Mais l'évaluation des nuisances demeure actuellement hors du cadre de l'ACV. En revanche, la dégradation de la qualité du paysage et l'atteinte aux systèmes anthropiques (diminution des rendements de production en agriculture, dégradation des monuments et des bâtiments) ne sont pas actuellement des catégories d'impacts auxquelles semble s'intéresser l'ACV actuellement, notamment en gestion des déchets. Au final, de nombreuses catégories d'impacts intermédiaires, parmi par exemple les dix proposées par la méthode de caractérisation CML, ne semblent pas faire l'objet d'une monétarisation au regard des études de cas analysées. En outre, le Tableau 7 montre que les méthodes de monétarisation employées varient non seulement selon le cas d'étude mais aussi selon le type d'impact. Ainsi, les études INFRAS [208] et CSERGE [209] utilisent différentes méthodes selon les impacts à monétariser.

Cette analyse non exhaustive d'études de cas de monétarisation liées à la gestion des déchets soulève donc deux remarques.

Premièrement, ces études soulignent une approche non exhaustive de la monétarisation des impacts environnementaux dans le cadre de la gestion des déchets. En effet, certains types de traitement de déchets et certaines catégories d'impacts ne sont pas abordés dans ces études de monétarisation. L'attention semble essentiellement tournée vers l'incinération et le stockage au détriment des traitements biologiques qui n'ont pas encore été l'objet jusqu'à présent de multiples études de monétarisation. Par conséquent, les substances les plus souvent monétarisées concernent les émissions gazeuses des fumées de l'incinérateur. Les données relatives à ces émissions sont disponibles puisque celles-ci sont mesurées et contrôlées, de façon continue ou ponctuelle, afin de respecter la réglementation concernant les rejets des fumées d'épuration des usines d'incinération. En revanche, la réglementation sur les émissions gazeuses issues d'installations de traitement biologique des déchets est beaucoup plus récente (2008 en France [34]) avec seulement quelques paramètres à contrôler et pas nécessairement en continu, ce qui rend la quantification de ces émissions plus difficiles. Par ailleurs, pour un type de traitement ou une étape de la filière donnés, la monétarisation des impacts environnementaux associés n'est pas exhaustive contrairement à ce qui tend la démarche en ACV. Ainsi, des impacts comme l'épuisement des ressources, l'acidification, l'eutrophisation, fréquemment évalués dans les ACV de gestion de déchets (cf. section 2 du Chapitre I) ne sont pas monétarisés.

Deuxièmement, les méthodes de monétarisation mises en œuvre et développées dans ces études de cas sont diversifiées, comme le montrent les Tableau 5, Tableau 6 et Tableau 7. Les méthodes à préférences révélées sont les plus fréquemment utilisées pour la monétarisation des impacts, avec notamment l'approche par les coûts de dommages. Les méthodes à préférences déclarées semblent quant à elles être seulement employées pour évaluer les nuisances. Notons toutefois que *l'impact pathway approach* développée dans ExternE [215] et que Rabl [210] [211] utilise évalue les coûts de dommages en y intégrant implicitement selon les catégories d'impacts des CAP obtenus par des méthodes à préférences déclarées (pour l'atteinte à la santé humaine et en partie pour le réchauffement climatique). Cet aperçu des pratiques de monétarisation n'est pas entièrement conforme à la théorie, pour laquelle seules les méthodes à préférences déclarées permettent d'évaluer l'ensemble de la VET. N'y aurait-il pas plus de cohérence à garder une seule et même méthode, à préférences déclarées, pour évaluer plusieurs catégories d'impacts environnementaux ? En effet, cette

analyse de quelques cas de monétarisation ne renseigne pas sur les valeurs monétaires obtenues pour les substances et pour les impacts. Il est probable qu'il y ait, d'une étude à l'autre ou d'une méthode à l'autre une forte hétérogénéité dans les valeurs obtenues. La partie suivante illustre ces propos avec l'exemple du dioxyde de carbone, substance de référence pour l'impact sur l'augmentation de l'effet de serre.

1-3-3 Un exemple illustratif avec la monétarisation des émissions de CO₂

Cet exemple de monétarisation des émissions de CO₂ s'appuie un ensemble de six rapports ou publications parus entre 1993 et 2005 disponibles en annexe II-3. Hormis ExterneE [215], toutes ces études sont secondaires, dans le sens où elles n'appliquent pas directement des méthodes de monétarisation, mais s'appuient sur des valeurs obtenues dans de précédentes études, en y apportant parfois des modifications. Parmi elles, le rapport de la Commission Européenne [200] ainsi que la publication d'Eshet et al. [219] compilent des valeurs issues d'études antérieures. Les différentes valeurs présentes dans ces six études sont comparées sur le graphique de la Figure 26 et ont toutes été actualisées en euros 2011.

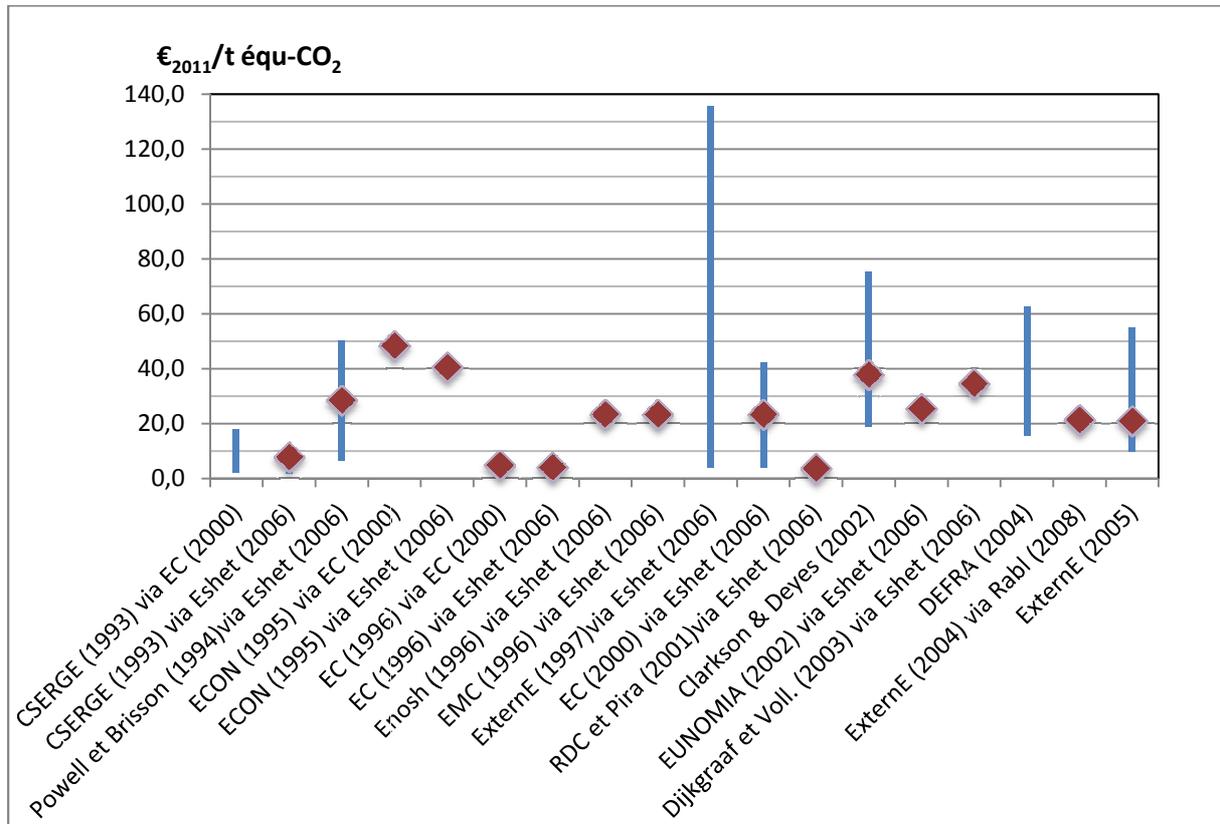


Figure 26 : Valeurs de la tonne d'équivalent CO₂ selon plusieurs études de monétarisation, entre 1993 et 2005

Les différentes références sont disposées en abscisse du graphique. Parmi les études secondaires, on peut distinguer celles qui ne retiennent qu'une seule référence comme DEFRA [207], ExternE [215], et Clarkson et Deyes [220] et celles qui rassemblent plusieurs références sans en préconiser une en particulier (le rapport de la Commission Européenne [200] et la publication d'Eshet et al. [219]). Certaines références sont donc présentes deux fois, comme CSERGE [209], ECON et le rapport de la Commission Européenne de 1996. Mais ces valeurs issues d'une même référence ne sont pas identiques entre elles, même si les ordres de grandeur sont respectés, selon qu'il s'agisse du rapport de la Commission Européenne (version 2000) [200] ou de la publication d'Eshet et al. [219]. Enfin, la référence ExternE a des valeurs qui évoluent dans le temps (1997, 2004 et 2005) de la mise à jour de la méthodologie. Quand une référence ne fournit qu'une seule valeur pour la tonne d'équivalent CO₂, celle-ci est matérialisée par un losange rouge sur le graphique. Quand une référence propose une gamme de valeurs, celle-ci est matérialisée par un bâtonnet bleu allant de la valeur minimale à la valeur maximale. La valeur moyenne est matérialisée par le losange rouge.

La lecture de ce graphique montre que, pour les valeurs moyennes ou les références ayant fourni une valeur unique, la tonne d'équivalent CO₂ s'échelonne de 4 à presque 50 euros, avec une très grosse majorité des valeurs situées entre 20 et 40 euros la tonne, ce qui représente un écart inférieur ou égal à un facteur deux. Pour les références avec des gammes de valeurs, le rapport entre la valeur minimale et la valeur maximale pour chaque référence est inférieure à dix, sauf pour la version de 1997 du rapport ExternE, où la valeur maximale vaut trente-cinq fois la valeur minimale. Et finalement, la fourchette de valeurs pour la tonne de CO₂ peut s'étendre entre 5 et 135 euros, selon les références considérées. Les variations entre les différentes études de la tonne du CO₂, substance de référence pour l'impact sur l'augmentation de l'effet de serre, paraissent acceptables mais sont néanmoins présentes. Est-ce en raison de contextes spécifiques à chaque étude ? D'une diversité et d'une hétérogénéité des méthodes de monétarisation employées ?

Le contexte géographique est en effet différent selon les études de monétarisation. Ainsi, les rapports de la Commission Européenne ont vocation à fournir des valeurs valables en Europe, les études ECON et CSERGE s'appliquent respectivement aux contextes norvégien et anglais. Du fait de la présence de nombreuses études secondaires, le choix de la méthode de monétarisation n'est pas toujours explicite. Pour les cas où le nom de la méthode est mentionné, on ne constate pas d'unicité dans le choix de la méthode employée pour cette

catégorie d'impact. Ainsi, l'étude norvégienne ECON tire sa valeur d'une taxe norvégienne sur le pétrole. Mais ni le rapport de la Commission Européenne [200], ni la publication d'Eshet et al. [219] n'expliquent comment a été calculée cette taxe. L'étude CSERGE, mentionnée dans [200], s'appuie sur du transfert de bénéfices, dont les valeurs originelles sont issues de coûts de dépollution et d'autres coûts privés comme les coûts d'assurance et les coûts de contrôle. Enfin, ExternE [215], dans sa version de 2005, monétarise l'impact sur l'augmentation de l'effet de serre en quantifiant physiquement le dommage, puis en approximant le CAP de la société pour réaliser des actions rapides contre le réchauffement climatique.

Cet exemple illustratif avec l'impact sur l'augmentation de l'effet de serre et sa substance de référence associée, la tonne équivalent CO₂, semble montrer qu'il n'existe pas de consensus pour la monétarisation de cet impact, et *a fortiori* pour les autres catégories d'impacts aussi. Le transfert de bénéfices, qui s'appuie sur des études de monétarisation existantes, est souvent utilisé, car c'est une méthode moins coûteuse que la mise en œuvre d'une méthode de monétarisation sur le terrain. Les méthodes originelles, dans ces cas là, ne sont pas toujours explicites et sont également variées, comme cela a été constaté dans la partie précédente 1-3-2. La pratique marque donc un écart avec la théorie. En effet, seules les préférences déclarées permettent d'évaluer la valeur d'existence, et l'intégralité de la VET d'un bien ou service environnemental. Le choix de monétarisation des impacts s'est donc porté sur ces méthodes même si l'analyse de plusieurs études de monétarisation a montré qu'elles ne faisaient pas partie des plus couramment utilisées. La section suivante compare d'abord le cadre théorique des deux méthodes à préférences déclarées les plus utilisées, avant de finalement retenir la méthode des choix multiples (MCM). Cette dernière devra être adaptée pour monétariser des impacts environnementaux *midpoint* résultants d'une ACV.

2- Présentation de la méthode des choix multiples

La première section a montré que les méthodes de monétarisation sont nombreuses. Il est possible de regrouper ces méthodes en six catégories intermédiaires (cf. Figure 25), mais la distinction primaire a essentiellement lieu selon le fait que ces méthodes s'appuient sur des choix effectifs ou sur des choix hypothétiques. Les méthodes à choix hypothétiques ou dites préférences déclarées évaluent la VET associée à un bien ou service environnemental dans sa globalité, alors que les méthodes à choix effectifs n'évaluent qu'une partie de la VET, principalement les valeurs d'usage, direct et indirect (cf. Tableau 4). C'est pourquoi les méthodes à choix effectifs sont plutôt adaptées pour l'évaluation de pollutions ou de nuisances perceptibles, donc des valeurs d'usage, et des situations *a posteriori*, alors que les préférences déclarées sont à privilégier pour évaluer des scénarios ou des programmes hypothétiques, dont les conséquences ne sont pas directement perceptibles. Mais il n'existe pas de consensus quant à l'utilisation d'une méthode en particulier pour la monétarisation d'impacts environnementaux potentiels issus de résultats d'ACV *midpoint* résultant de l'analyse de scénarios hypothétiques et prospectifs.

Le choix de la méthode des choix multiples (MCM) ne s'est pas directement imposé au regard de la première section de ce second chapitre. Le choix de la méthode de monétarisation s'est d'abord porté sur les méthodes à préférences déclarées, qui regroupent principalement la méthode d'évaluation contingente (MEC) et la MCM. Avant de présenter le protocole de mise en œuvre de la MCM dans un contexte général ainsi que ses principales limites, une analyse des fondements théoriques de la MEC et de la MCM a été menée, ayant permis d'aboutir au choix final de la MCM.

2-1 Fondements théoriques des principales méthodes de préférences déclarées

Si la MEC et la MCM sont toutes deux des méthodes à préférences déclarées, les approches utilisées pour déterminer les CAP (resp. CAR) liés à l'augmentation (resp. diminution) de la qualité d'un bien environnemental sont différentes. Alors que la MEC part directement de la théorie du consommateur pour estimer un CAP global pour une

amélioration de l'environnement, la MCM s'appuie sur la théorie de Lancaster pour obtenir un CAP pour chaque caractéristique composant l'environnement. Les fondements théoriques de chacune des deux méthodes sont présentés, depuis la définition de la fonction d'utilité jusqu'à la formulation des CAP et de la vraisemblance. Enfin, le choix de la MCM est justifié au regard de ces éléments théoriques.

2-1-1 Un environnement perçu dans sa globalité avec la MEC

La MEC permet d'évaluer un bien ou service environnemental dans sa globalité et fournit à ce titre une estimation de CAP (resp. CAR) pour une amélioration (resp. dégradation) globale du bien environnemental. Pour y parvenir, la MEC emploie un modèle économétrique qui s'appuie sur la formulation des CAP (ou CAR), elle-même construite à partir d'une fonction d'utilité préalablement déterminée. Les principes de la théorie du consommateur sont le point de départ de la MEC. C'est pourquoi quelques notions issues de cette théorie utiles pour la suite sont dans un premier temps rappelées avant de présenter la formulation des CAP dans la MEC puis l'expression de la vraisemblance, nécessaire pour estimer les CAP.

2-1-1-1 Eléments de rappel sur la théorie du consommateur

L'objectif de ce paragraphe est de rappeler quelques notions autour de l'utilité, qui traduit le niveau de satisfaction d'un individu pour la consommation d'un ensemble de biens qui sera appelé « panier de consommation ».

➤ *Aspects généraux*

La théorie du consommateur vise à analyser et comprendre les comportements de choix des consommateurs inscrits dans un cadre microéconomique reposant sur deux principes fondamentaux [221]. D'une part, les agents économiques sont supposés agir de façon rationnelle, ce qui est expliqué dans le paragraphe suivant. D'autre part, le consommateur réalise ses actions de consommation dans le cadre d'un échange marchand aboutissant à la détermination d'un prix d'échange d'un bien, fonction de l'offre et de la demande pour ce bien considéré. L'échange marchand d'un bien est supposé se pratiquer de

façon volontaire et mutuellement avantageuse [221], et pour le consommateur, et pour le producteur.

Dans le cadre de la théorie du consommateur, les actions de consommation de l'individu sont guidées par les trois facteurs présents sur la Figure 27.

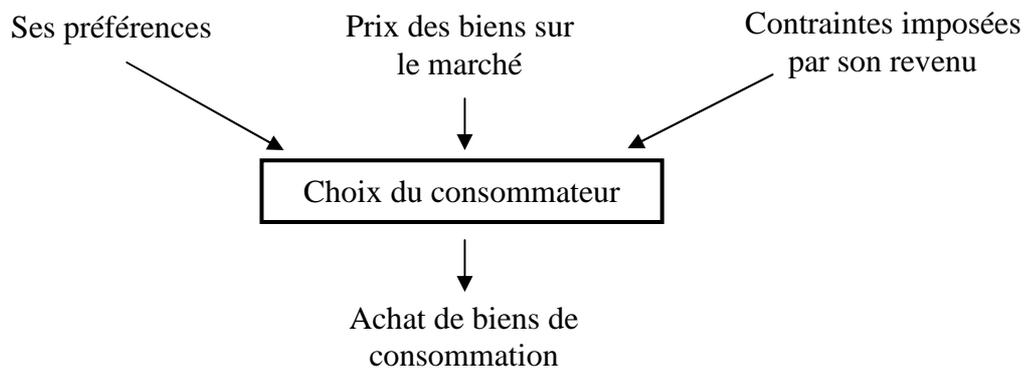


Figure 27 : Facteurs influençant le comportement de choix du consommateur, inspiré de [221]

Le consommateur applique un comportement rationnel. Il cherche à retirer la plus grande satisfaction possible de ses actions de consommation, tout en s'assurant que l'ensemble de ses dépenses n'excède pas son revenu disponible. En outre, l'action de consommation de l'individu est guidée par ses préférences personnelles. Cela suppose implicitement que le consommateur a une parfaite connaissance des conséquences, en termes de satisfaction, des choix qu'il prend. Pour cela, l'individu est placé dans une situation de parfaite information, ou qu'il est possible de rendre parfaite. Le choix de consommation ne génère donc aucun effet de surprise *Ex post* même si, dans le cadre de notre travail, aucun individu n'a jamais été confronté *Ex Ante* à quelque catégorie d'impact que ce soit.

Alors que le revenu, caractéristique individuelle indentifiable, et les prix des biens, déterminés par l'offre et la demande sur le marché, constituent des données accessibles pour l'économiste, les préférences individuelles agissant sur les choix de consommation sont inconnues. Elles ne pourront qu'être déduites des comportements de choix individuels. L'économiste va alors chercher à évaluer les conséquences de ces préférences individuelles sur les comportements de choix, plutôt que de déterminer les causes de ces préférences, dont d'autres disciplines que les sciences économiques se chargent comme les sciences humaines et sociales. Au mieux cherche-t-on à contrôler l'hétérogénéité des préférences par des variables sociodémographiques caractérisant les individus.

➤ *Fonction d'utilité et utilité marginale*

Les actions de consommation de l'individu lui procurent un niveau de satisfaction, induit en partie par ses préférences individuelles. Ce niveau de satisfaction correspond en économie à son utilité. Deux théories ont été développées pour évaluer l'utilité retirée de choix de consommation. Il s'agit de l'utilité ordinale et de l'utilité cardinale. L'utilité ordinale consiste à comparer et à ordonner les différents niveaux de satisfaction possibles liés aux choix de consommation de l'individu, alors que l'utilité cardinale vise à mesurer de manière quantitative la satisfaction que le consommateur retire de ses choix.

La fonction d'utilité, traditionnellement notée U , évalue le niveau de satisfaction ou d'utilité d'un individu, que lui procure l'achat de biens $1, \dots, n$ en quantités x_1, \dots, x_n . On note alors :

$$U = f(x_1, \dots, x_n) \quad (\text{II. 2})$$

L'ensemble des quantités (x_1, \dots, x_n) est appelé vecteur de consommation ou panier de consommation. La deuxième dénomination est retenue dans la suite de ce mémoire.

On définit également l'utilité marginale du bien l , $U_{mg,l}$, comme l'accroissement d'utilité apportée à l'individu par la consommation d'une unité supplémentaire du bien l , les autres biens du panier de consommation étant consommés en quantités inchangées [221]. En termes mathématiques, l'utilité marginale du bien l correspond à la dérivée partielle de la fonction d'utilité U par rapport à la quantité x_l du bien l consommé :

$$U_{mg,l} = \frac{\partial U}{\partial x_l}(x_1, \dots, x_n) \quad (\text{II. 3})$$

➤ *Courbe d'indifférence*

Plaçons-nous dans le cas particulier d'un panier de consommation à deux biens (x, Q) comprenant un bien non marchand Q , la qualité de l'environnement par exemple, et un bien marchand x au prix p . Cela facilite la représentation dans un espace à deux dimensions de la fonction d'utilité. La fonction d'utilité directe de ce panier de consommation (x, Q) est $U(x, Q)$. L'ensemble des paniers de consommation (x, Q) tels que la fonction d'utilité $U(x, Q)$ est une constante est appelée courbe d'indifférence [222]. Cette courbe représente l'ensemble des couples de quantités (x, Q) apportant un niveau de satisfaction identique au

consommateur. L'ensemble des paniers de consommation d'une même courbe d'indifférence sont alors indifférents deux à deux. La construction et la forme de ces courbes d'indifférence (cf. Figure 28) sont liées aux relations de préférences des individus pour un panier de consommation.

Les hypothèses qui régissent ces relations de préférences sont conformes à la théorie économique néoclassique standard. Dans un premier temps, la théorie du consommateur suppose que les individus effectuent des choix rationnels respectant les axiomes de complétude et de transitivité. Ces choix rationnels sous-tendent également le respect des axiomes d'antisymétrie et de réflexivité. Dans un second temps, d'autres hypothèses de relations sur les préférences viennent compléter cette hypothèse de rationalité. Il s'agit des axiomes de monotonie, de convexité et de continuité. L'axiome de monotonie sous-tend que la satisfaction de l'individu augmente avec la quantité du bien dont il dispose [187]. Cela implique que la fonction d'utilité est croissante [223]. L'axiome de convexité traduit la volonté du consommateur d'avoir des biens diversifiés [223], et se constate visuellement par des courbes d'indifférence convexes (cf. Figure 28). Enfin, l'axiome de continuité garantit l'existence d'une fonction d'utilité [223].

Pour obtenir une explication détaillée de ces hypothèses, se référer entre autres à Lockwood [224] et à Lancelotti et Louvière [223], qui rappellent et définissent les différents axiomes structurant les relations de préférences dans le cadre de la théorie économique néoclassique standard.

La Figure 28 met en évidence les axiomes de monotonie et de convexité des préférences.

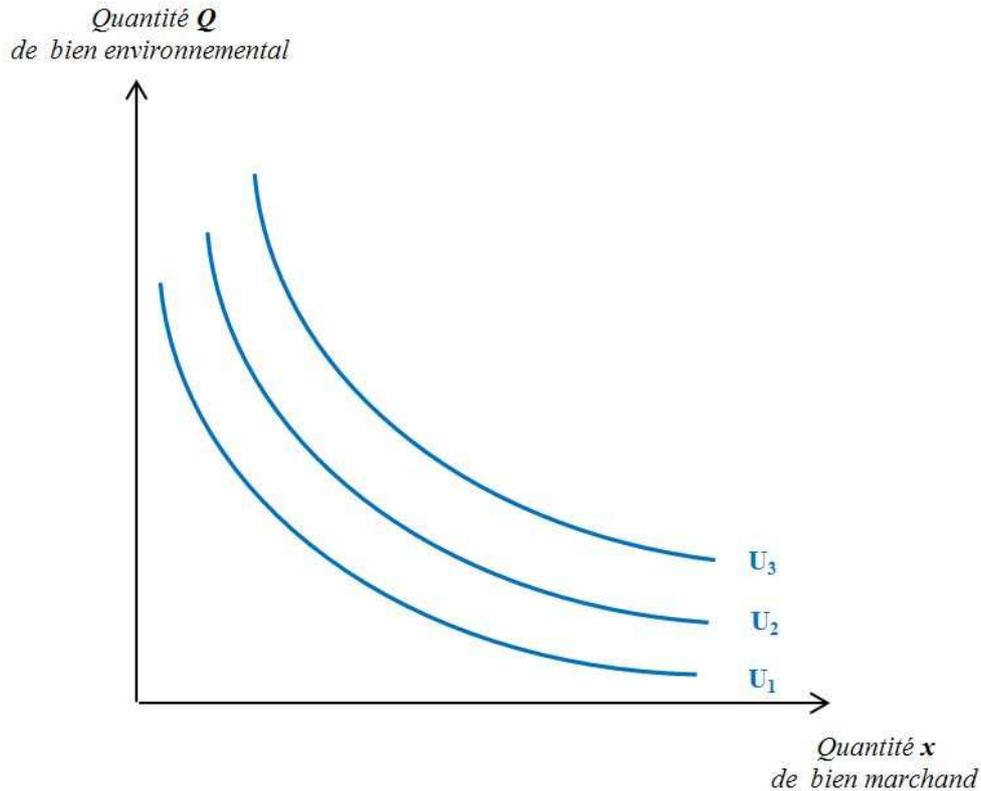


Figure 28 : Forme générale des courbes d'indifférence pour un panier de consommation de deux biens

L'axiome de monotonie selon lequel le niveau de satisfaction ou d'utilité augmente quand les quantités des biens x et Q augmentent implique que l'ensemble des paniers de consommation (x, Q) situés sur la courbe U_1 apporte un niveau de satisfaction inférieur à ceux situés sur U_2 , qui apportent eux-mêmes un niveau de satisfaction inférieur à ceux situés sur U_3 . Les courbes d'indifférence sont convexes, conformément à l'axiome de convexité qui traduit le fait qu'un consommateur préfère diversifier sa consommation grâce à un panier intermédiaire, avec une certaine quantité des biens x et Q , plutôt que de choisir un panier extrême, avec la consommation d'un seul des deux biens par exemple. Cette hypothèse de convexité des préférences suppose par ailleurs que les biens x et Q sont parfaitement substituables. Ainsi, la diminution d'une quantité de bien x peut être compensée par une augmentation de bien Q , ou *vice versa*, sans en affecter l'utilité de l'individu. Cette hypothèse forte de substituabilité rend alors possible le calcul du taux marginal de substitution (TMS) ainsi que la détermination de CAP.

➤ *Taux marginal de substitution*

Sous l'hypothèse de parfaite substituabilité, le taux marginal de substitution (TMS) représente le taux auquel le consommateur est disposé à substituer un bien à un autre. Dans le cas de deux biens x et Q , le TMS du bien Q au bien x est défini par [221] :

$$TMS_{Q,x} = \frac{\frac{\partial U}{\partial x}}{\frac{\partial U}{\partial Q}} \quad (\text{II.4})$$

En d'autres termes, ce TMS mesure le taux auquel le consommateur est indifférent entre la substitution et la non-substitution entre les deux biens. Le TMS peut également être interprété comme une propension marginale à payer. L'équation (II.4) représente alors la quantité de bien Q que le consommateur est disposé à payer pour une augmentation marginale de la quantité de bien x . Cette disposition à payer est fonction des préférences du consommateur.

Graphiquement, le TMS correspond à la pente de la courbe d'indifférence [222]. Un TMS peut alors être défini en tout point $M(x, Q)$ de la courbe d'indifférence U (cf. Figure 29).

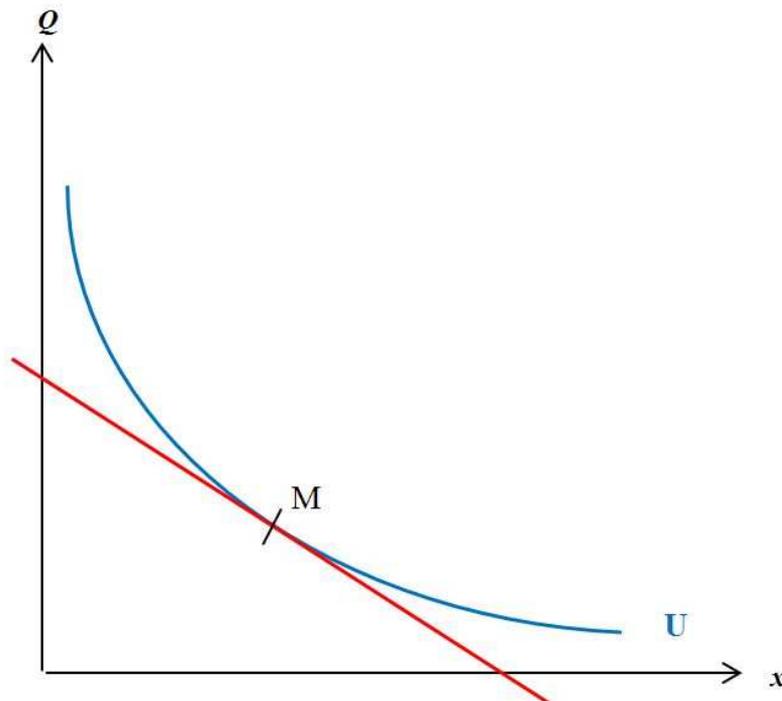


Figure 29 : Pente de la courbe d'indifférence et taux marginal de substitution au point M, tirée de [221]

➤ *Maximisation de l'utilité*

Au regard de la théorie du consommateur, l'individu cherche à obtenir la plus grande satisfaction possible, à savoir la plus grande utilité, de son action de consommation. Selon les hypothèses de non-saturation (il n'existe pas d'effet seuil ou de niveau de saturation au-delà duquel l'utilité diminue alors que les quantités des biens du panier de consommation augmentent) et de monotonie des préférences, l'utilité maximale pour un panier de consommation (x, Q) serait infinie, avec une quantité infinie de bien x et de bien Q . Or, le choix du consommateur est soumis à une contrainte, qui ne lui permet pas d'avoir une utilité « infinie ». Les dépenses liées à son panier de consommation (x, Q) ne doivent pas excéder sa contrainte budgétaire exprimée par son revenu R . Le prix d'une unité de bien marchand x est fixé à p . On suppose par ailleurs qu'une taxe d'un montant t est instaurée pour la consommation de chaque unité du bien environnemental Q . Le consommateur va donc souhaiter atteindre l'utilité maximale que lui permet son revenu. On dit qu'il maximise son utilité $U(x, Q)$ sous la contrainte budgétaire R .

La maximisation de l'utilité U sous la contrainte budgétaire R , pour le panier de consommation (x, Q) s'écrit « Maximiser $U(x, Q)$ tel que $px + tQ = R$ ». Le choix optimal du consommateur (x^*, Q^*) revient à une solution de problème d'optimisation sous contrainte dont les variables sont x et Q [221]. Graphiquement, ce choix optimal (x^*, Q^*) correspond au point de tangence entre la courbe d'indifférence des biens x et Q et la droite de la contrainte budgétaire R , comme le montre la Figure 30.

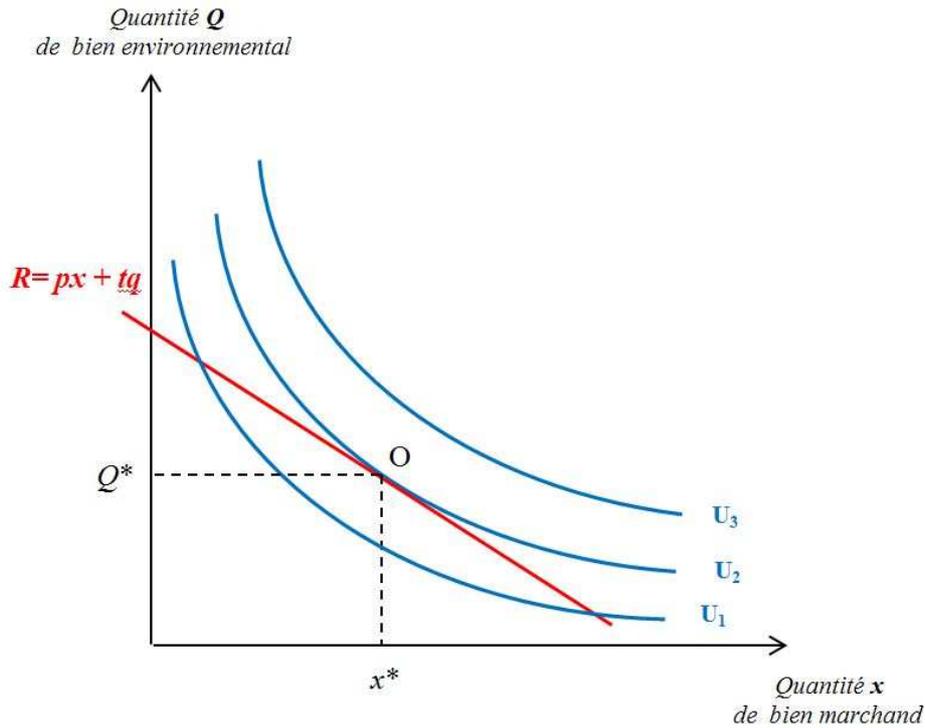


Figure 30 : Maximisation de l'utilité sous la contrainte budgétaire

A contrainte budgétaire fixée, le choix optimal $O(x^*, Q^*)$ est celui de la courbe d'indifférence tangente à la droite de contrainte budgétaire R [222]. Sur la Figure 30, la courbe d'indifférence U_2 est tangente à la droite de contrainte budgétaire R . Or, la pente de la courbe d'indifférence en tout point (x, Q) est définie par le taux marginal de substitution $TMS_{Q,x}$. La pente de la contrainte budgétaire $px + tQ = R$ vaut $-\frac{t}{p}$. Pour le choix optimal O , l'égalité suivante est obtenue :

$$\frac{\frac{\partial U}{\partial x}}{\frac{\partial U}{\partial Q}} = -\frac{t}{p} \quad (\text{II.5})$$

L'expression (II.5) correspond à l'égalisation des utilités marginales pondérées par les prix, en valeur absolue [221].

2-1-1-2 Formulation du CAP et de CAR à partir de la fonction d'utilité indirecte

Dans la première section de ce chapitre (cf. paragraphe 1-1-1-1), la notion de CAP a été approchée à partir de la courbe de demande du consommateur relative à la consommation de biens marchands. Ici, la notion de CAP va être introduite à partir de la fonction d'utilité d'un individu pour un panier de consommation de n biens marchands, en quantités x_1, \dots, x_n et de prix p_1, \dots, p_n . Un bien environnemental non marchand est également consommé à une qualité donnée Q_0 . Ce panier de consommation est soumis à la contrainte budgétaire R de l'individu en question. La fonction d'utilité directe associée à ce panier de consommation et à cette contrainte budgétaire s'écrit $U(x_1, \dots, x_n, Q_0)$. L'individu cherche à maximiser son utilité sous la contrainte budgétaire R , par rapport aux quantités x_k de biens marchands mais à une qualité Q_0 donnée. L'optimisation sous contrainte permet alors d'établir une fonction de demande pour chacun des biens marchands x_k qui vaut pour tout $k = [1, n]$:

$$x_k^* = x_k^*(p_1, \dots, p_n, R, Q_0) \quad (\text{II.6})$$

En remplaçant dans la fonction d'utilité directe $U(x_1, \dots, x_n, Q)$ les quantités de biens consommées x_k par les fonctions de demande x_k^* ci-dessus établies, on obtient la fonction d'utilité indirecte $U(x_1^*, \dots, x_n^*, Q)$. En pratique, Cette fonction est notée $V(p_1, \dots, p_n, R, Q_0)$.

La définition du CAP pour une amélioration de la qualité de l'environnement, de Q_0 à Q_1 , correspond à la diminution de revenu effectif R qu'il faudrait appliquer pour compenser l'amélioration de la qualité du bien environnemental, et pour ainsi garder un niveau d'utilité indirecte constant. Formellement, cela se traduit par :

$$V(p_1, \dots, p_n, R - \text{CAP}, Q_1) = V(p_1, \dots, p_n, R, Q_0) \quad (\text{II.7})$$

Le consentement à recevoir (CAR) est quant à lui défini pour une diminution de la qualité de l'environnement, passant de Q_1 à Q_0 . Il correspond à l'augmentation de revenu effectif R qu'il faudrait appliquer pour compenser la diminution de la qualité du bien environnemental, et pour ainsi garder un niveau d'utilité indirecte constant. Formellement, cela se traduit par :

$$V(p_1, \dots, p_n, R, Q_1) = V(p_1, \dots, p_n, R + \text{CAR}, Q_0) \quad (\text{II.8})$$

Seuls le revenu et la qualité du bien environnemental varient dans la définition formelle des CAP et CAR. Les prix des n biens marchands ne changent pas puisqu'il est supposé que le projet visant à modifier la qualité du bien environnemental Q est réalisé à une échelle microéconomique.

Les représentations graphiques des CAP et des CAR dans l'espace $\{x, Q\}$ puis dans l'espace $\{R, V\}$, ici dans le cas d'un seul bien marchand x , montrent que les mesures de CAP et de CAR ne sont pas identiques. Ces calculs de CAP et de CAR sont possibles sous l'hypothèse de parfaite substituabilité des deux biens, marchand et environnemental. Si au contraire les deux biens sont complémentaires, il est alors impossible de compenser une amélioration ou une dégradation de la qualité du bien environnemental par une variation de la consommation du bien marchand.

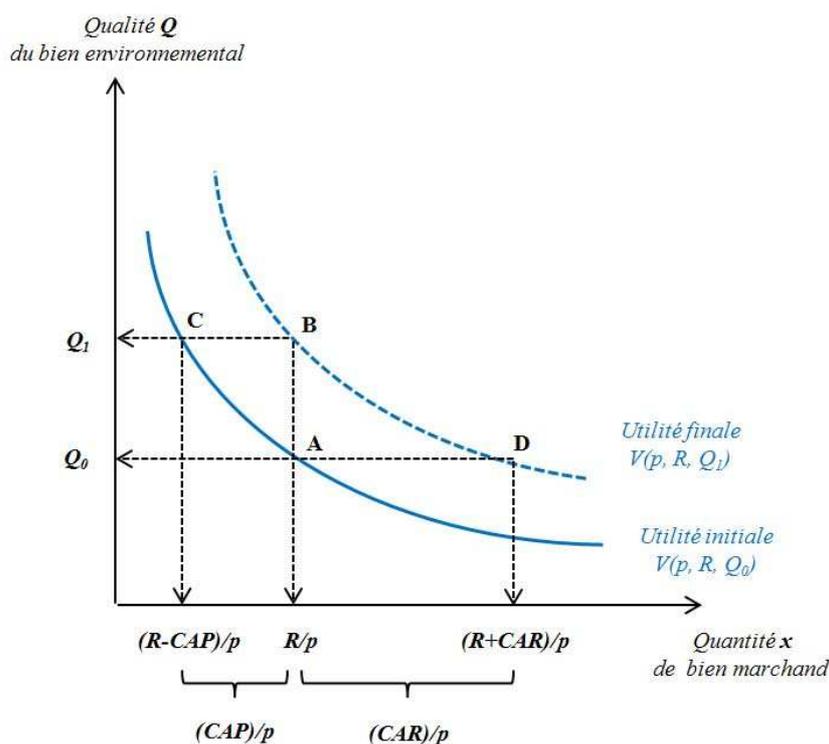


Figure 31 : Représentation graphique du CAP et du CAR dans l'espace $\{x, Q\}$

Le graphique de la Figure 31 représente les fonctions d'utilité en fonction de la quantité et de la qualité des biens consommés.

Dans la situation initiale, au point A, la qualité de l'environnement vaut Q_0 . Dans le cadre de la réalisation d'un projet, une amélioration de la qualité de l'environnement de Q_0 à

Q_1 , toutes choses égales par ailleurs, conduit à une augmentation du niveau d'utilité individuelle (point B sur la figure). Pour maintenir un niveau d'utilité constant par rapport à la situation initiale, le revenu effectif R de l'individu est diminué du CAP après amélioration de la qualité de l'environnement de Q_0 à Q_1 . Cela se traduit dans l'expression de la contrainte budgétaire : $px = R - CAP$, qui équivaut sur la Figure 31 à une réduction de la quantité x de bien marchand consommé de $\frac{CAP}{p}$.

Inversement, si dans la situation de référence la qualité de l'environnement vaut Q_1 (point B sur le graphique), une dégradation de la qualité de l'environnement en Q_0 , toutes choses égales par ailleurs, conduit à une diminution du niveau d'utilité (point A). Pour maintenir un niveau d'utilité constant par rapport à la situation de référence, le revenu effectif R de l'individu est augmenté du CAR après dégradation de la qualité de l'environnement de Q_1 à Q_0 . Cela se traduit dans l'expression de la contrainte budgétaire : $px = R + CAR$, qui équivaut sur la Figure 31 à une augmentation de la quantité x de bien marchand consommé de $\frac{CAR}{p}$.

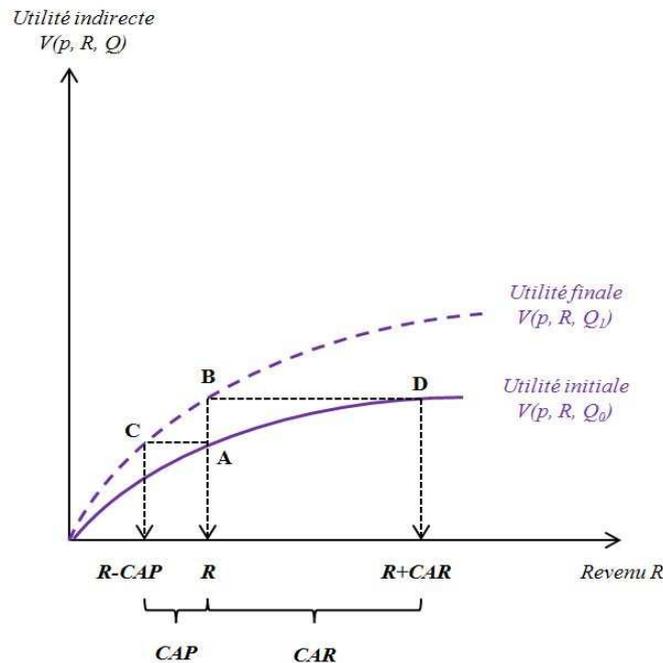


Figure 32 : Représentation graphique du CAP et du CAR dans l'espace $\{R, V\}$

Le graphique de la Figure 32 représente les fonctions d'utilité en fonction du revenu. La visualisation des variations de revenu avec les CAP et CAR est ici plus explicite. La détermination du CAP se fait en passant du point A au point C, où le niveau d'utilité est

maintenu malgré une amélioration de la qualité du bien environnemental. Cette amélioration est compensée par une perte du revenu R correspondant au CAP. La détermination du CAR se fait en passant du point B au point D, où le niveau d'utilité est maintenu malgré une dégradation de la qualité du bien environnemental. Cette dégradation est compensée par une augmentation du revenu R correspondant au CAR.

Ces calculs de CAP et de CAR sont le point de départ théorique de la méthode d'évaluation contingente (MEC). Le paragraphe suivant présente les différentes étapes de construction du modèle économétrique de la MEC depuis la détermination des CAP¹¹.

2-1-1-3 Construction du modèle économétrique et estimation des CAP

La MEC s'appuie sur une méthode d'enquête consistant à soumettre un questionnaire à un échantillon d'individus. Le questionnaire est lié à des variations fictives en quantité ou en qualité d'un bien ou service environnemental. Les individus sont alors amenés à exprimer leur CAP pour une amélioration du bien ou service environnemental. La fonction d'utilité indirecte, à partir de laquelle le CAP est défini, est le support de la construction du modèle économétrique qui permettra d'estimer les CAP des individus.

➤ Expression du modèle économétrique à partir du CAP

La construction du modèle économétrique s'appuie dans un premier temps sur l'expression formelle du CAP (II.7), à laquelle est ajouté un ensemble Z de variables individuelles de type socio-démographique. Ces caractéristiques individuelles (âge, sexe, catégorie socioprofessionnelle,...) sont supposées refléter une hétérogénéité des préférences, cette dernière influant sur les valeurs de CAP :

$$V(p_1, \dots, p_n, R - CAP, Q_1, Z) = V(p_1, \dots, p_n, R, Q_0, Z) \quad (\text{II. 9})$$

Le CAP est alors défini comme une fonction des autres variables de la fonction d'utilité indirecte V :

¹¹ Par simplification, la suite de l'analyse se focalise uniquement sur les CAP

$$CAP = f(p_1, \dots, p_n, R, Q_0, Q_1, Z) \quad (\text{II. 10}).$$

Or, en réalité, les seules variables changeant d'un individu à un autre sont le revenu R et les variables individuelles Z , les autres étant identiques quel que soit l'individu. Le CAP peut finalement être défini comme fonction des seules variables R_i et Z_i , spécifiques à chaque individu i :

$$CAP_i = g(R_i, Z_i) \quad (\text{II. 11})$$

Le passage au modèle économétrique se fait en ajoutant un terme stochastique (ou terme d'erreur) ε_i à la fonction de CAP, pour lequel une loi de distribution devra être choisie. Ce terme d'erreur permet de capter l'hétérogénéité individuelle non observée, c'est-à-dire l'hétérogénéité non prise en compte par l'ensemble de variables Z_i :

$$CAP_i = g(R_i, Z_i) + \varepsilon_i \quad (\text{II. 12})$$

➤ *Expression de la probabilité de choix*

Comme le terme ε_i est purement aléatoire, il est nécessaire de recourir à un modèle probabiliste pour exprimer la probabilité de choix qu'un individu i choisisse un CAP_i .

On se place dans le cas relativement courant de la MEC où il est demandé aux enquêtés d'exprimer leur CAP selon des classes d'intervalles prédéfinies $[x_{i-1}, x_i]$ pour $i = [1, N]$, avec comme premier intervalle un montant $\leq x_0$, et comme dernier intervalle un montant $> x_N$.

Un individu i choisira le premier intervalle si et seulement si :

$$\begin{aligned} CAP_i &\leq x_0 \quad (\text{II. 13}) \\ \Leftrightarrow g(R_i, Z_i) + \varepsilon_i &\leq x_0 \\ \Leftrightarrow \varepsilon_i &\leq x_0 - g(R_i, Z_i) \end{aligned}$$

La probabilité que l'individu i choisisse le premier intervalle se formalise donc par :

$$Pr[\varepsilon_i \leq x_0 - g(R_i, Z_i)] \quad (\text{II. 14}).$$

Avec le même raisonnement, la probabilité que l'individu i choisisse le dernier intervalle se formalise par :

$$\begin{aligned}
 & Pr[CAP_i > x_N] \quad (\text{II. 15}) \\
 & \Leftrightarrow Pr [g(R_i, Z_i) + \varepsilon_i > x_N] \\
 & \Leftrightarrow 1 - Pr [g(R_i, Z_i) + \varepsilon_i \leq x_N] \\
 & \Leftrightarrow 1 - Pr [\varepsilon_i \leq x_N - g(R_i, Z_i)]
 \end{aligned}$$

Et enfin, la probabilité que l'individu i choisisse l'intervalle $[x_{n-1}, x_n], \forall n \neq 0$, se formalise par :

$$\begin{aligned}
 & Pr [x_{n-1} \leq CAP_i \leq x_n] \quad (\text{II. 16}) \\
 & \Leftrightarrow Pr [x_{n-1} \leq g(R_i, Z_i) + \varepsilon_i \leq x_n] \\
 & \Leftrightarrow Pr [x_{n-1} - g(R_i, Z_i) \leq \varepsilon_i \leq x_n - g(R_i, Z_i)]
 \end{aligned}$$

De manière générale, la probabilité que l'individu i positionne son CAP dans l'intervalle x_n pour tout $n \in [0, N]$ peut se formuler de la façon suivante :

$$L_i = \prod_{n=0}^N Pr[b_{n-1}^i < \varepsilon_i < b_n^i]^{y_{ni}} \quad (\text{II. 17})$$

$$\text{où : } y_{ni} = \begin{cases} 1 & \text{si } x_{n-1} < CAP_i < x_n \\ 0 & \text{sinon} \end{cases}$$

$$\text{et : } b_{n-1}^i = \begin{cases} 0 & \text{si } n = 0 \\ x_{n-1} - g(R_i, Z_i) & \text{si } n \neq 0 \end{cases}, \quad b_n^i = \begin{cases} +\infty & \text{si } n = N \\ x_n - g(R_i, Z_i) & \text{si } n < N \end{cases}$$

➤ *Expression de la log-vraisemblance*

La vraisemblance associée à un échantillon de I individus, correspondant au nombre d'enquêtés ayant répondu au questionnaire de la MEC, vaut donc :

$$L = \prod_{i=1}^I L_i \quad (\text{II. 18})$$

C'est plus généralement la log-vraisemblance que la vraisemblance elle-même qui est maximisée, car l'expression s'en trouve simplifiée :

$$\ln L = \ln(\prod_{i=1}^I L_i) = \sum_{i=1}^I \ln L_i \quad (\text{II. 19}),$$

$$\text{soit } \ln L = \sum_{i=1}^I \sum_{n=0}^N y_{ni} \ln Pr[b_{n-1}^i < \varepsilon_i < b_n^i].$$

La recherche du maximum de vraisemblance, ou de log-vraisemblance, par des procédures d'optimisation permet d'estimer les coefficients de la fonction $CAP_i = g(R_i, Z_i)$ et les paramètres de la loi de ε_i , et ainsi d'obtenir les CAP individuel relatifs à l'amélioration de la qualité du bien environnemental Q . Selon le choix de distribution du terme d'erreur ε_i et de la forme fonctionnelle de g , la fonction de CAP peut s'exprimer par exemple plus simplement comme suit :

$$CAP_i = g(R_i, Z_i) + \varepsilon_i = A R_i^\alpha Z_i^\beta \varepsilon_i \quad (\text{II. 20})$$

Le passage à la log-linéarisation donne dans ce cas :

$$\ln CAP_i = \ln A + \alpha \ln R_i + \beta \ln Z_i + \ln \varepsilon_i \quad (\text{II. 21}).$$

La détermination du CAP pour une amélioration globale d'un bien environnemental a été expliquée pour la MEC. Qu'en est-il maintenant pour la MCM ?

2-1-2 Un environnement perçu de façon multidimensionnelle avec la MCM

Dans la méthode des choix multiples (MCM), le service environnemental est décrit par un ensemble de caractéristiques, les attributs, dont les niveaux varient entre les alternatives proposées. Les enquêtés sont alors invités à choisir leur alternative préférée. La présence d'un attribut monétaire, le support de paiement, permet ensuite d'estimer indirectement le CAP des individus pour la variation de chaque attribut, toutes choses égales par ailleurs. L'estimation des CAP à partir des choix individuels est théoriquement faisable puisque la MCM, qui s'inscrit dans le cadre de la théorie néo-classique du consommateur, s'appuie plus spécifiquement sur les théories de Lancaster [183] et de l'utilité aléatoire [185] [225].

2-1-2-1 Les théories de Lancaster et de l'utilité aléatoire

Les théories de Lancaster et de l'utilité aléatoire permettent d'écrire la fonction d'utilité liée au choix de l'alternative, et donc de formuler le CAP pour chaque caractéristique du bien environnemental étudié dans la MCM. La théorie de Lancaster permet de décomposer l'utilité retirée d'un bien en une combinaison d'utilités propres à chaque caractéristique du

bien considéré. Cette théorie est le point de départ pour une analyse multidimensionnelle de l'environnement. Quant à la théorie de l'utilité aléatoire, elle permet d'ajouter une partie inobservée à la partie déterministe de la fonction d'utilité.

➤ *La théorie de Lancaster*

La théorie néoclassique du consommateur suppose que la satisfaction retirée d'un acte de consommation est guidée par les préférences intrinsèques de l'individu et par les quantités achetées de chaque bien constituant le panier de consommation. L'utilité est donc fonction de l'achat de biens dans leur globalité.

La théorie que propose Lancaster en 1966 [183] modifie cette vision de l'utilité. Selon l'auteur, ce n'est pas le bien en lui-même qui procure une utilité au consommateur, mais les caractéristiques qui le composent. Le consommateur retire donc un niveau de satisfaction pour chacune de ces caractéristiques qui peuvent être communes à plusieurs biens. L'utilité issue d'un acte de consommation est alors fonction des caractéristiques qui composent le bien et de l'importance que l'individu accorde à chacune d'entre elles. De ce fait, l'utilité U_{ix} retirée par un individu i de la consommation d'un bien x s'exprime comme une combinaison linéaire et additive des n utilités obtenues pour chacune des caractéristiques x_k , $k = [1, n]$, du bien considéré :

$$U_{ix} = \sum_{k=1}^n \alpha_{ik} u_{ik} \quad (\text{II. 22})$$

où u_{i1}, \dots, u_{in} sont les niveaux d'utilité respectifs des caractéristiques x_1, \dots, x_n du bien x , et où $\alpha_{i1}, \dots, \alpha_{in}$ sont les coefficients liés aux préférences de l'individu i pour les caractéristiques respectives x_1, \dots, x_n du bien x .

Dans le modèle des choix multiples, l'individu est confronté à plusieurs alternatives, toutes composées des mêmes attributs, mais avec des niveaux différents. Pour chaque choix, l'individu sélectionne l'alternative qui lui procure un maximum de satisfaction. Sous l'hypothèse qu'il existe une relation linéaire, en l'occurrence de proportionnalité, entre le niveau d'utilité u_k retiré pour la caractéristique x_k du bien x , et le niveau de cette caractéristique x_k , l'utilité totale V_{ij} que retire l'individu i à choisir l'alternative j s'exprime alors, selon la théorie de Lancaster, comme une combinaison linéaire et additive des différents niveaux d'attributs composant l'alternative :

$$V_{ij} = \sum \beta_k X_{k,j} \quad (\text{II. 23})$$

où $X_{k,j}$ est l'attribut k de l'alternative j , et β_k est le coefficient lié à l'attribut k . V_{ij} est la fonction d'utilité indirecte de l'individu i choisissant l'alternative j et correspond à la partie déterministe de l'utilité, dans le sens où elle n'est composée que d'éléments observables par l'économètre. L'expression de cette utilité totale implique une substituabilité parfaite entre les différents niveaux d'attributs X_k . Ainsi, toute diminution (resp. augmentation) du niveau de l'attribut X_k peut être compensée par l'augmentation (resp. diminution) du niveau de l'attribut X_l , $l \neq k$, pour maintenir un niveau d'utilité totale constant. Cette hypothèse de parfaite substituabilité entre les caractéristiques permettra de déterminer un CAP par caractéristique.

➤ *La théorie de l'utilité aléatoire*

Mc Fadden apporte en 1974 [186] des éléments nouveaux concernant l'expression de la fonction d'utilité dans un contexte de choix discrets entre plusieurs alternatives. En effet, il suppose que l'utilité n'est pas seulement composée d'une partie déterministe, précédemment décrite, mais qu'elle inclut également une partie aléatoire ou stochastique. La partie déterministe représente les préférences des individus qui ont pu être mesurées par l'observateur, alors que la partie stochastique prend en compte les effets inobservés par l'évaluateur, mais qui vont pourtant influencer l'utilité de l'individu. L'utilité indirecte totale qu'un individu i se procure en choisissant l'alternative j vaut :

$$U_{ij} = V_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad (\text{II. 24})$$

où V_{ij} est la partie déterministe précédemment présentée dans l'équation (II.23), et ε_{ij} est le terme d'erreur aléatoire. Cette composante stochastique est présente pour capter les caractéristiques des individus et des alternatives que le chercheur n'a pas pu observer, et ne les a, par conséquent, pas intégrées dans l'expression de la partie déterministe de l'utilité.

2-1-2-2 *Formulation des CAP à partir de l'utilité indirecte*

Le CAP individuel pour la variation d'un niveau d'attribut, toutes choses égales par ailleurs, est calculé à partir de l'expression de l'utilité indirecte totale présentée

précédemment. Ce CAP individuel pour la variation d'un niveau d'attribut se définit comme la variation du support de paiement qui laisse inchangée l'espérance de l'utilité. Prenons le cas simple d'une utilité indirecte totale de la forme suivante :

$$U_{ij} = \sum_{k=1}^3 \beta_k X_{k,j} + \beta_4 (R - X_{4,j}) + \varepsilon_{ij} \quad (\text{II. 25})$$

X_1 est l'attribut dont le niveau varie entre l'état 0, la situation de référence, et l'état 1. R_i est le revenu de l'individu i et X_4 est le support de paiement, également appelé attribut monétaire. $(R_i - X_{4,j})$ s'interprète alors comme le montant de dépenses en autres biens qu'autorise le choix j pour l'individu i . D'après cet exemple, la définition formelle du CAP est :

$$\begin{aligned} & E[\beta_1 (X_{1,0} + \Delta X_1) + \beta_2 X_{2,0} + \beta_3 X_{3,0} - \beta_4 (X_{4,0} + CAP_i - R_i) + \varepsilon_{i1}] \\ & = E[\beta_1 X_{1,0} + \beta_2 X_{2,0} + \beta_3 X_{3,0} - \beta_4 (X_{4,0} - R_i) + \varepsilon_{i0}] \quad (\text{II. 26}) \end{aligned}$$

Les termes d'erreur ε_{ij} suivent la même loi de distribution, ils ont par conséquent la même espérance. De plus, la spécification de l'utilité totale est linéaire en ses attributs. L'expression du CAP s'en trouve donc simplifiée :

$$CAP = \frac{\beta_1 \Delta X_1}{\beta_4} \quad (\text{II. 27}).$$

Dans cet exemple, le CAP est identique quel que soit l'individu car les coefficients β des attributs ne sont pas fonction des individus. Enfin, le CAP moyen et le CAP marginal sont ici confondus en raison de la forme de l'utilité, linéaire en ses attributs.

2-1-2-3 Formulation de la probabilité de choix et de la log-vraisemblance

L'estimation des coefficients de la fonction d'utilité indirecte servant ensuite à déterminer les CAP par caractéristique est réalisée en deux temps. Dans un premier temps, le choix individuel est exprimé en termes probabilistes, en raison du terme aléatoire présent dans la fonction d'utilité indirecte. Dans un second temps, les probabilités de choix des individus enquêtés permettent de formuler la (log)-vraisemblance, dont la maximisation fournira une estimation des coefficients recherchés.

➤ Formulation de la probabilité de choix

L'individu cherche toujours à maximiser son utilité et choisit donc l'alternative qui lui procure la plus grande satisfaction. Cet individu i choisira l'alternative j , si et seulement si, $\forall k \neq j$:

$$\begin{aligned} U_{ij} &> U_{ik} \quad (\text{II. 28}) \\ \Leftrightarrow V_{ij} + \varepsilon_{ij} &> V_{ik} + \varepsilon_{ik} \\ \Leftrightarrow V_{ij} - V_{ik} &> \varepsilon_{ik} - \varepsilon_{ij} \end{aligned}$$

Le terme de droite dans l'équation (II.28), $\varepsilon_{ik} - \varepsilon_{ij}$, est purement aléatoire. Il est donc nécessaire de faire appel à un modèle probabiliste permettant d'exprimer la probabilité P_{ij} que l'individu i choisisse l'alternative j :

$$P_{ij} = P_i[V_{ij} - V_{ik} > \varepsilon_{ik} - \varepsilon_{ij}, \forall k \neq j] \quad (\text{II. 29})$$

Pour déterminer la probabilité de choix exprimée dans l'équation (II.29), il faut choisir une distribution pour les termes d'erreur. Comme le rappelle Hanley [226], il est habituellement supposé, depuis que McFadden a retenu cette hypothèse en 1974 [186], que les termes d'erreur suivent une distribution de valeur extrême de type I, encore appelée distribution de Gumbel ou de Weibull, de fonction de répartition F telle que :

$$F(a) = e^{-e^{-a}} \quad (\text{II. 30})$$

Ce choix impose d'autres contraintes qui seront abordées dans le Chapitre III lors de la présentation de la spécification du modèle économétrique retenu. Toutefois, cette distribution des termes d'erreur présente l'avantage de simplifier l'expression de la probabilité de choix de l'équation (II.29). Sous l'hypothèse supplémentaire de termes d'erreurs indépendamment et identiquement distribués (iid), une expression analytique de la probabilité de choix peut être obtenue :

$$P_{ij} = \frac{\exp(V_{ij})}{\sum_k \exp(V_{ik})} \quad (\text{II. 31})$$

La forme de cette probabilité de choix correspond à celle des modèles économétriques Logit multinomial et Logit conditionnel [186] qui seront mis en œuvre dans le Chapitre III.

La probabilité de choix de l'individu i vaut alors :

$$P_i = \prod_j P_{ij}^{y_{ij}} \quad (\text{II. 32})$$

Avec y_{ij} la *dummy* variable prenant la valeur 1 si l'individu i fait le choix j , et la valeur 0 sinon.

➤ *Expression de la log-vraisemblance*

L'estimation des coefficients du modèle, en l'occurrence les β , peut être réalisée par une procédure de maximum de vraisemblance. Comme la fonction logarithme (\ln) croît de façon monotone, la probabilité de choix P_i est dans un premier temps log-linéarisée, afin de faciliter par la suite le calcul de la vraisemblance [227]:

$$\ln(P_i) = \sum_j y_{ij} \ln(P_{ij}) \quad (\text{II. 33})$$

La log-vraisemblance pour l'ensemble des individus se formule alors comme suit :

$$\text{LL} = \sum_i \ln(P_i) = \sum_i \sum_j y_{ij} \ln(P_{ij}) \quad (\text{II. 34})$$

La recherche du maximum de vraisemblance est réalisée par des algorithmes intégrés dans les routines de modèles Logit multinomiaux disponibles par exemple dans le logiciel R. Cette procédure d'optimisation est souvent menée grâce à l'algorithme de Newton-Raphson, et conduit à l'estimation des coefficients β du modèle.

2-1-3 Justification du choix de la méthode pour la monétarisation des impacts environnementaux

Deux méthodes se dégagent principalement au sein de la catégorie des préférences déclarées : la méthode d'évaluation contingente (MEC) et la méthode des choix multiples (MCM). La MEC évalue un bien ou un service environnemental dans sa globalité en demandant directement à l'enquêté de déclarer son consentement à payer (CAP) ou son consentement à recevoir (CAR) pour respectivement une amélioration ou une dégradation globale de ce bien ou service. C'est une analyse unidimensionnelle de l'environnement, qui fournit un CAP/CAR pour l'ensemble du bien ou service évalué. En revanche, avec la MCM, les individus doivent choisir parmi plusieurs alternatives hypothétiques, décomposées chacune en plusieurs caractéristiques, ou attributs, qui constituent finalement les critères de choix des individus. L'insertion d'un attribut monétaire permet de révéler une valeur monétaire accordée à ces attributs par les individus. Ces préférences sont exprimées sous forme de CAP, estimés par des modèles microéconométriques. La méthode permet d'obtenir

un CAP pour chaque attribut. Pour évaluer plusieurs impacts environnementaux *midpoint* avec la MEC, la seule solution serait de mener plusieurs évaluations contingentes en parallèle, une pour chaque catégorie d'impact. Au contraire, grâce à son aspect multidimensionnel, la MCM offre la possibilité de monétariser simultanément plusieurs catégories d'impacts environnementaux, mais surtout d'arbitrer entre différentes caractéristiques. Cet arbitrage entre impacts environnementaux est effectivement le point d'achoppement pour la décision publique, que la MCM permet de placer au cœur de la monétarisation.

La MCM semble donc être une méthode intéressante pour la monétarisation des impacts environnementaux. Cette méthode est de plus en plus employée pour des questions de monétarisation dans le domaine de l'Environnement. Elle n'est pas encore appliquée aux impacts environnementaux *midpoint* que l'ACV évalue quantitativement, mais Itsubo [157] et Mettier [228] l'ont utilisée pour les dommages environnementaux *endpoint* évalués en ACV. Quelques applications aux méthodes de choix multiples ont été réalisées dans le domaine de la gestion des déchets, mais plutôt dans le but de prioriser, *via* la monétarisation, les actions des services de gestion de déchets menées par les collectivités, comme le choix de systèmes de collecte [229]. Néanmoins, une étude récente relative au choix de gestion d'un centre de stockage [230] a intégré dans le choix de ses attributs la qualité de l'eau (de façon qualitative), la concentration de l'air ambiant en PM₁₀, et l'emprise au sol en hectares nécessaire à la construction du site de traitement. Avant de pouvoir appliquer cette méthode, ses modalités de mise en œuvre sont présentées dans un contexte général, puis dans le cadre de la monétarisation d'impacts environnementaux *midpoint* de la gestion des déchets.

2-2 Mise en œuvre de la méthode des choix multiples pour des impacts environnementaux issus d'une ACV

La mise en œuvre de la méthode des choix multiples repose sur cinq étapes principales, comme le montre la Figure 33. Ces cinq étapes sont identiques pour la méthode d'évaluation contingente (MEC), l'autre méthode de monétarisation à préférences déclarées basée sur une technique d'enquête. En revanche, le contenu de ces étapes diffère entre les deux méthodes.

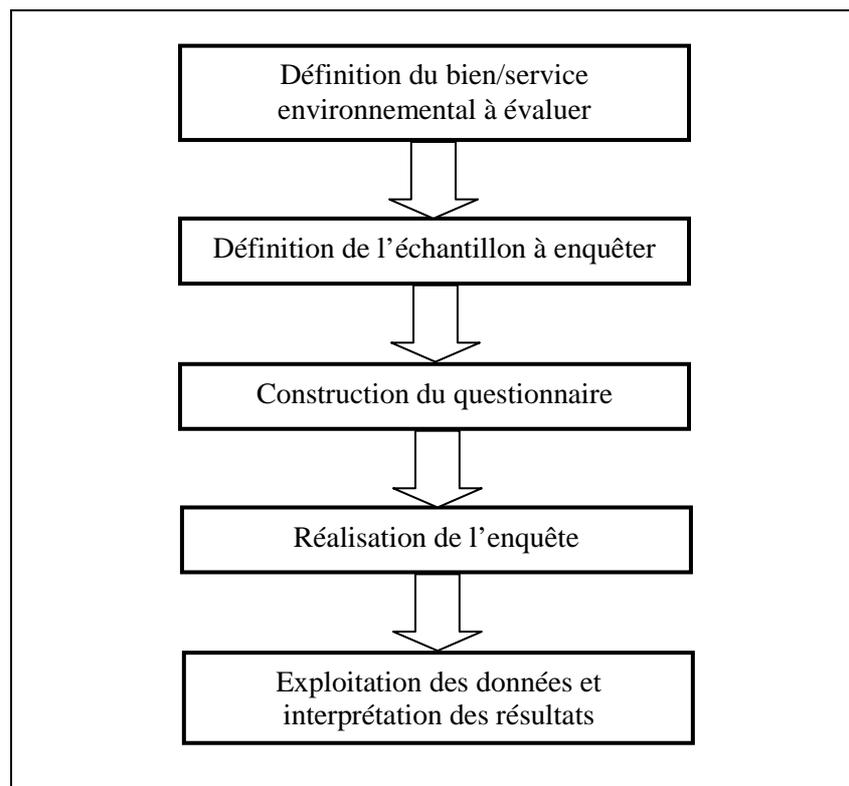


Figure 33 : Procédure de mise en œuvre de la méthode des choix multiples

La première étape rappelle le contexte de l'évaluation. La seconde étape cible la population à enquêter pour cette évaluation. La troisième étape est la construction du questionnaire. Elle consiste, d'une part, à établir des cartes de choix, supports dans le questionnaire permettant de révéler les préférences des individus sur le bien environnemental évalué, et, d'autre part, à développer l'intégralité du questionnaire en lui-même. Une fois le questionnaire construit, l'enquête est réalisée auprès de la population ciblée dans la deuxième étape. Enfin, à l'issue de ce travail d'enquête, les résultats sont exploités statistiquement et économétriquement afin d'estimer les CAP des individus puis de donner un poids monétaire aux caractéristiques du bien environnemental évalué.

Les cinq étapes sont décrites successivement, avec leurs exigences et leurs limites au regard de la mise en œuvre de la MCM dans un contexte général. À l'issue de la description de chacune de ces étapes, les choix propres au cadre de la monétarisation d'impacts environnementaux *midpoint* de la gestion des déchets sont présentés et expliqués.

2-2-1 Définition du service environnemental et de l'échantillon

La première étape de mise en œuvre de la MCM consiste à définir le service environnemental qui sera évalué, ainsi que l'échantillon d'individus qui sera enquêté à ce sujet.

2-2-1-1 Définition du service environnemental

Le service environnemental qui est l'objet d'étude est défini, de même que le contexte et les enjeux ayant conduit à l'utilisation de la MCM pour monétariser ce service environnemental. La présentation du contexte situe le bien ou service par rapport à un territoire donné et à des individus directement concernés par le bien/service et les valeurs d'usage et de non-usage qu'ils peuvent en retirer. Le contexte n'indique pas seulement l'échelle de territoire concerné par le bien, mais il rappelle également le cadre dans lequel s'inscrit la démarche de monétarisation par la MCM. Cette démarche peut être liée par exemple à un choix d'action politique d'une collectivité locale, à une évaluation de la mise en œuvre d'une politique nationale, à un programme d'aménagement d'un parc naturel, à un programme de restauration écologique d'une zone naturelle. Les enjeux de cette démarche correspondent aux finalités de la méthode de monétarisation déployée : utilisation à titre expérimental et méthodologique, pour la sélection d'un programme, ou encore pour la hiérarchisation de priorités d'action.

Contrairement à la méthode d'évaluation contingente, le bien ou service environnemental est décomposé en une série de caractéristiques, identifiées *a priori* comme potentiellement pertinentes au regard des enjeux et du contexte. Ces caractéristiques sont appelées attributs en modélisation de choix.

➤ *Cas d'étude*

L'objet d'étude concerne ici les impacts environnementaux issus de résultats d'ACV de la gestion des ordures ménagères résiduelles (OMR) par TMB. Ce service de gestion des OMR est rendu par une collectivité locale (CC, CA, CU). Tous les habitants disposant de ce service sont supposés être concernés par ces impacts environnementaux. Les impacts environnementaux sont évalués au regard de différentes alternatives de gestion de ces OMR par TMB.

Les attributs environnementaux potentiels concernent la dizaine de catégories d'impacts *midpoint* évalués en ACV par la méthode CML. D'après l'analyse d'études de cas d'ACV de gestion de déchets effectuée Chapitre I, cinq catégories d'impacts sont évaluées dans plus de la moitié des cas, à savoir l'augmentation de l'effet de serre, l'acidification, l'eutrophisation, la toxicité humaine, et l'oxydation photochimique. Suit l'épuisement des ressources qui est évalué dans un peu moins d'un cas sur deux. Les attributs environnementaux potentiels concernent donc ces six catégories d'impacts environnementaux.

Si la méthode n'est déployée qu'à titre expérimental dans cette thèse, elle aurait vocation *a priori* à déterminer des facteurs de pondération, *via* l'estimation de consentements à payer individuels, entre les différents impacts environnementaux afin de hiérarchiser leur importance relative au regard du contexte étudié. Ces facteurs de pondération sont un élément supplémentaire pour le décideur pour qu'il puisse arbitrer sur le volet environnemental d'un projet de gestion de déchets. En effet, comme évoqué dans le Chapitre I, les résultats d'ACV de scénarios de gestion de déchets alternatifs à la situation actuelle sont rarement tranchés. Certains impacts sont diminués alors que d'autres sont augmentés. Aucun scénario ne peut se dégager au regard de l'évaluation environnementale *stricto sensu*. La monétarisation répond à cette question via une pondération monétaire des impacts permettant de dégager des enjeux pouvant être jugés comme prioritaires.

2-2-1-2 *Définition de l'échantillon*

Il faut dans un premier temps cibler la population potentiellement concernée par l'enquête, et dont les CAP estimés auront un sens au regard du service évalué. La population cible est celle concernée par le bien ou service environnemental. Seule une partie de la population cible est enquêtée. Il faut par conséquent définir un échantillon représentatif de l'ensemble des individus du territoire d'étude, au regard de leurs caractéristiques socio-

économiques. Cet échantillon représentatif est également défini par sa taille. Elle doit être suffisante pour pouvoir mener à bien l'analyse économétrique à la suite de l'enquête. Pour les quelques cas d'étude de mise en œuvre de MCM en gestion des déchets [231] [232] [233] [234] [229] [235] [230] (regroupées en annexe II-2), les échantillons se situent entre 500 et 600 foyers enquêtés, pour un nombre de questionnaires exploitables situé entre 350 et 500. Le nombre d'individus enquêtés dépend aussi du nombre de choix successifs auxquels sont confrontés les enquêtés, appelé le nombre d'observations.

2-2-2 Construction des cartes de choix

La MCM décompose le bien ou service environnemental en plusieurs attributs. Elle propose aux enquêtés d'arbitrer entre différentes alternatives, toutes composées des mêmes attributs, mais à des niveaux qualitatifs ou quantitatifs différents. Un attribut monétaire est ajouté aux attributs environnementaux afin de pouvoir estimer les CAP des individus.

L'arbitrage effectif des individus est réalisé sur des cartes de choix, qui présentent plusieurs alternatives avec des niveaux d'attributs différents. La construction des cartes de choix est une étape essentielle de la mise en œuvre de la méthode des choix multiples, car les résultats en sont fortement dépendants [236] [237] [238]. Quelques éléments clés ne doivent pas être négligés dans la construction de ces cartes, et concernent :

- le nombre et le choix des attributs ;
- le nombre et le choix des niveaux d'attributs ;
- le nombre d'alternatives sur une carte de choix ;
- le nombre de cartes de choix par personne enquêtée.

Chacun de ces points clés est discuté au regard des recommandations fournies dans la littérature, puis les choix de construction effectués pour notre cas d'étude sur la monétarisation des impacts environnementaux sont explicités.

2-2-2-1 Le choix des attributs

Les alternatives figurant sur les cartes de choix sont caractérisées par leurs attributs et leurs niveaux respectifs. Le nombre d'attributs ne doit pas être trop grand afin de ne pas soumettre l'enquêté à un arbitrage trop difficile [239]. Le risque est que les individus ne puissent arbitrer de manière rationnelle et recourent à des processus de simplification du choix. Il s'agit donc de trouver un compromis entre l'exhaustivité des attributs considérés

comme pertinents pour le bien ou service environnemental évalué et les capacités cognitives des individus. C'est pourquoi en pratique, dans le domaine de l'environnement, le nombre d'attributs est généralement situé entre quatre et sept, attribut monétaire inclus [237].

La sélection des attributs à prendre en compte dans la MCM n'est pas seulement quantitative mais aussi qualitative. Si le nombre d'attributs à présenter sur les cartes de choix est limité dans la pratique, le contenu de ces attributs est également discuté d'un point de vue plus théorique. En effet, les attributs classiquement utilisés en MCM sont « parlants » et ne nécessitent pas de connaissance particulière pour être appréhendés par les enquêtés. Dans le domaine de l'environnement, cela n'est plus systématiquement vrai. Les attributs proposés peuvent être complexes et ne pas concerner directement l'intérêt personnel de l'individu. Si l'utilisation d'attributs complexes est possible, il faut cependant éviter de faire cohabiter sur un même questionnaire des attributs « parlants » et « distants » [240], au risque que les seconds soient ignorés dans le processus de choix. Par ailleurs, les attributs sélectionnés doivent être indépendants et non-corrélés entre eux. Cela signifie que la variation en quantité ou en qualité d'un attribut ne doit pas affecter les autres attributs. Par exemple, il faut veiller à ce qu'aucune relation de cause à effet n'existe entre deux attributs [241]. Ce principe garantit l'identification et la détermination des conséquences d'une modification en niveau de chacun des attributs sur la variable expliquée « choix » [[242], in [187]]. Le non respect de ce principe biaise l'estimation des CAP.

Enfin, des procédures peuvent être mises en œuvre pour faciliter la sélection des attributs à intégrer dans le questionnaire. Les plus répandues sont les méthodes historiquement développées à partir d'apport d'informations qualitatives [243]. Ces méthodes concernent les *focus group* et les interviews individuelles [244]. Les *focus group* rassemblent les parties prenantes d'un projet, des experts, des consommateurs, des riverains pour faire émerger les attributs les plus importants et pertinents d'un projet. La sélection des attributs peut aussi s'inspirer d'études similaires sur le sujet quand elles existent, ou de pré-enquêtes suivies de débriefings, par *verbatim* ou *focus group* [190]. Les attributs retenus doivent néanmoins répondre aux pré-requis cités dans le paragraphe précédent.

➤ *Cas d'étude*

Etant donné la difficulté de compréhension associée aux impacts environnementaux *midpoint*, le nombre d'attributs environnementaux a été fixé à trois, auxquels s'ajoute un attribut monétaire, afin de ne pas surcharger l'effort intellectuel de l'enquêté [243]. Même

s'ils n'ont pas fait l'objet d'un *focus group*, les trois attributs environnementaux n'ont pas été totalement fixés de façon arbitraire. Ils sont en effet le fruit d'une réflexion en interne avec des chercheurs en ACV et en gestion des déchets. Ce total de quatre attributs se situe dans la fourchette trouvée dans la littérature.

Il aurait été intéressant de constituer des *focus group* regroupant des experts, des élus et des riverains pour faire émerger de façon qualitative, et au sein d'un contexte local donné, les impacts environnementaux les plus pertinents pour le choix d'un scénario de gestion de déchets. Ici, les attributs ont été déterminés *a priori*, comme étant susceptibles de présenter des enjeux en matière de gestion des déchets suffisamment importants et différents. Ils n'ont pas été testés dans des *focus group* ou par des pré-enquêtes. Il s'agit de :

- l'augmentation de l'effet de serre ;
- la toxicité humaine, qui sera appelée « atteinte à la santé humaine » dans la suite de ce mémoire, pour faciliter la compréhension de l'impact ;
- l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables.

L'augmentation de l'effet de serre et l'atteinte à la santé humaine font partie des cinq catégories d'impacts les plus souvent évaluées au regard de l'analyse menée dans le premier chapitre. Si une validation en amont fait défaut pour le choix de ces trois catégories d'impacts, elles n'ont pas été pour autant choisies au hasard. En effet, l'augmentation de l'effet de serre constitue un enjeu national (Grenelle de l'Environnement), européen (paquet « climat-énergie » et objectifs « 3 fois 20 »), et international (Protocole de Kyoto en 1997, sommet de Copenhague en 2009) qui dépasse le domaine de la gestion des déchets. Les décideurs publics doivent donc être attentifs à cette problématique d'une manière générale. L'atteinte à la santé humaine est un impact avec une portée locale. Il est particulièrement sensible en gestion des déchets, notamment en termes d'acceptabilité sociale. Les élus et les riverains y attachent de l'importance, d'où l'intérêt de le prendre en compte dans la méthode de monétarisation. Enfin, l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables ne figure pas parmi les catégories d'impacts les plus fréquemment analysées en ACV de gestion de déchets (cf. Chapitre I). C'est un impact avec une portée globale, qui se trouve être en marge de considérations économiques théoriques (épuisement des stocks et signal de rareté). Cependant, cet impact joue un rôle important en gestion des déchets, notamment avec les questions de substitutions matière et énergie, qui sont sources d'impacts évités importants pour l'épuisement de ressources non renouvelables.

Pour déduire un consentement à payer des arbitrages effectués par les enquêtés entre les différents attributs environnementaux, il faut ajouter un support de paiement, ou autrement dit un attribut monétaire. Le choix d'un support de paiement réaliste [242] [245] permet de concrétiser le problème pour l'individu, même si son choix d'alternative est susceptible de varier selon le mode de paiement. L'attribut monétaire choisi est la Taxe d'Enlèvement des Ordures Ménagères (la TEOM) que les ménages paient annuellement pour financer tout ou partie du service d'élimination des déchets ménagers de leur collectivité. En outre, ce moyen de paiement se retrouve effectivement dans les attributs des MCM liées au service de la gestion des déchets (collecte essentiellement) (cf. annexe II-2).

Par ailleurs, la question s'est posée de faire intervenir des caractéristiques techniques des installations de TMB dans les attributs du questionnaire. Ces attributs auraient pu porter sur les modes de valorisation issus du TMB, à savoir valorisation organique et énergétique. Il a été décidé de ne pas retenir ces attributs car la finalité de cette MCM est bien de donner une valeur monétaire aux impacts environnementaux, pas à des caractéristiques techniques.

2-2-2-2 Choix des niveaux d'attributs

Outre le nombre et le choix des attributs, le nombre de niveaux d'attributs impacte sur la complexité du questionnaire et le degré de compréhension des enquêtés [239]. Plus les niveaux sont nombreux, plus l'exercice de choix est complexe. En outre, tous les attributs n'ont pas nécessairement le même nombre de niveaux. Pour un même questionnaire, un attribut peut avoir deux niveaux quand un autre en a cinq.

Plus que le nombre de niveaux, ce sont la valeur des niveaux d'attributs et les écarts relatifs entre eux qui apparaissent significatifs pour l'estimation des CAP, notamment pour l'attribut monétaire [246]. Généralement, chaque attribut possède parmi ses niveaux une valeur de référence, correspondant à un scénario de référence, également appelé *Statu Quo*. Ce scénario correspond souvent à l'état actuel du bien ou du service environnemental évalué. Avoir des niveaux d'attributs éloignés de la valeur du *Statu Quo* permettrait à l'individu de mieux traiter l'information [239]. Il faut de la variabilité et des écarts suffisamment marqués entre les niveaux d'un attribut pour permettre à l'enquêté d'arbitrer entre les alternatives qui lui sont proposées. Enfin, il n'y a pas d'exigence particulière concernant le format des niveaux d'attributs. Leurs variations peuvent être qualitatives ou quantitatives. Dans le second cas, les niveaux peuvent être exprimés en valeur absolue ou en valeur relative.

➤ *Cas d'étude*

Le nombre de niveaux a été arbitrairement fixé à cinq pour chacun des trois attributs environnementaux et à trois pour l'attribut monétaire sur la TEOM. Chaque attribut possède également un niveau de référence.

Il paraissait en effet nécessaire de proposer des alternatives présentant simultanément des augmentations et des diminutions des niveaux d'impacts, car les choix alternatifs de gestion de déchets ne sont pas tranchés en ACV. De plus, les individus doivent arbitrer en fonction de niveaux d'impacts donnés, et pas seulement pour une augmentation ou une diminution globale de l'impact, cette dernière situation pouvant accentuer le biais d'ancrage. D'où le choix de cinq niveaux pour les attributs environnementaux : un niveau de référence, deux niveaux d'amélioration et deux niveaux de dégradation.

Concernant l'attribut monétaire, il doit permettre aux enquêtés d'exprimer leur CAP pour le choix d'une alternative de gestion de déchet. Pour garantir l'obtention de CAP uniquement et pas de CAR, seules des augmentations du montant de la taxe ont été utilisées, en l'occurrence deux niveaux.

Les niveaux d'attributs retenus pour la MCM doivent être suffisamment différenciés, aux yeux de l'enquêté, pour obtenir des résultats variés selon les individus. Or les résultats d'ACV des scénarios de gestion des OMR ne semblent pas être suffisamment tranchés entre eux. Il faut en outre garder à l'esprit que la monétarisation d'impacts environnementaux par la MCM n'exige pas d'utiliser dans le questionnaire des résultats d'ACV correspondant à un cas d'étude particulier [157]. Les niveaux des attributs peuvent donc être déconnectés de résultats d'ACV issus de cas d'étude. Seule la valeur de référence de chaque attribut environnemental correspond au niveau d'impact du scénario de *Statu Quo*.

Les valeurs des niveaux d'attributs qui ont été retenues pour le questionnaire sont rassemblées dans le Tableau 8.

Tableau 8 : Liste des attributs et de leurs niveaux proposés dans le questionnaire

Libellé de l'attribut	Niveaux proposés dans le questionnaire	Unité de l'attribut	Construction de la valeur de référence (<i>Statu Quo</i>)
Augmentation de l'effet de serre	▪ - 50%	kg eq CO ₂ /hab/an	Valeur ramenée à l'habitant du niveau d'impact pour le scénario <i>Statu Quo</i> = « Tout incinération des OMR »
Atteinte à la santé humaine	▪ - 25%	kg eq DCB/hab/an	
Épuisement des ressources naturelles non renouvelables	▪ <i>Statu Quo</i>	kg eq Sb ₂ /hab/an	
	▪ + 25%		
	▪ +50%		
Taxe d'Enlèvement sur les ordures ménagères résiduelles (TEOM)	▪ <i>Statu Quo</i> ▪ + 25% ▪ +50%	€/ménage/an	100€/ménage/an

Les variations des niveaux d'attributs sont toutes quantitatives pour correspondre aux résultats d'impacts quantitatifs fournis par l'ACV. Ces variations sont exprimées en pourcentage d'augmentation ou de diminution par rapport à la valeur du scénario de référence. En effet, les résultats d'ACV ne doivent pas être exploités de manière brute mais doivent plutôt être comparés par rapport à une situation de référence (par exemple un *statu quo*), afin d'en mesurer les écarts. Les niveaux d'attributs ne doivent donc pas être uniquement exprimés par des valeurs absolues des indicateurs de catégories d'impacts.

Pour les attributs environnementaux, la valeur du scénario de référence est la valeur de l'impact pour le scénario de gestion des OMR d'une collectivité de 100 000 habitants. La valeur d'impact a ensuite été ramenée à l'habitant. Pour la TEOM, cela correspond, en ordre de grandeur, au montant qu'un ménage de quatre personnes pourrait payer.

2-2-2-3 Le nombre d'alternatives sur une carte de choix

Dans la MCM, les enquêtés sont soumis successivement à plusieurs cartes de choix. Sur chacune d'entre elles, ils sélectionnent leur alternative préférée. Ces alternatives (ou scénarios) sont toutes caractérisées par les mêmes attributs. Elles se distinguent entre elles seulement par leurs niveaux. En outre, chaque carte de choix possède le même nombre d'alternatives. En général, on recense des cartes de choix constituées de trois ou quatre alternatives. Ce nombre ne semble pas faire l'objet d'un débat dans la littérature.

Sur le plan théorique, la présence d'une alternative de référence pour chaque choix rend l'estimation de CAP/CAR marginaux conforme avec la théorie de la demande, car ceux-ci sont bien exprimés par rapport à une variation du bien ou du service initial [247].

Rolfe et Bennett [248] reconnaissent en revanche que la présentation de deux alternatives n'est pas appropriée dans une MCM. Dans ce cas, on se retrouve dans une situation de choix dichotomique entre le *statu quo* et l'alternative. L'individu tend alors à faire son choix au regard de l'alternative dans sa globalité, quels que soient les niveaux d'attributs.

➤ *Cas d'étude*

Les alternatives présentées aux enquêtés sont des combinaisons des différents niveaux possibles de chaque attribut. Chaque alternative est fictive dans le sens où les résultats d'impacts proposés ne correspondent pas à l'évaluation d'un scénario de gestion de déchets en particulier. Conformément à ce qui se fait classiquement en MCM, chaque carte de choix est constituée de deux alternatives et du scénario de référence, le *Statu Quo*.

2-2-2-4 *Le nombre de cartes par enquêtés*

Le nombre total d'alternatives possibles pour un questionnaire est déterminé par le nombre d'attributs et de niveaux d'attributs comme le montre l'équation (II.35).

$$\text{Nombre total de combinaisons} = a^{X_a} \cdot b^{X_b} \quad (\text{II. 35})$$

X_a est le nombre d'attributs ayant a niveaux différents, X_b est le nombre d'attributs ayant b niveaux différents.

Toutes les combinaisons possibles ne peuvent pas être utilisées dans l'enquête. Il faut en effet déterminer un nombre optimal de cartes à présenter à l'enquêté, afin que l'enquêteur recueille suffisamment d'observations et de variabilité dans les réponses, sans pour autant surcharger d'informations les enquêtés. Cet optimum est obtenu sous les contraintes financières et logistiques de construction, d'administration et d'exploitation du questionnaire. Plus une MCM est complexe, plus le temps pour la réaliser est long, mais plus l'information que l'on peut en retirer sur les préférences est complète [246]. Carlsson et Martinsson [246] affirment en outre que la soumission d'un nombre de cartes trop important peut entraîner un

effet de fatigue intellectuelle. C'est pourquoi de nombreuses études se limitent sur le nombre de cartes, d'une part par précaution, et d'autre part pour des raisons logistiques et financières.

Dans la littérature, la question du nombre de choix répétés et successifs auxquels sont confrontés les enquêtés est effectivement discutée. Hensher et al. [249] ont recensé des MCM dans le domaine des transports. Celles-ci soumettent les individus à neuf cartes successives au maximum. En général, les études se limitent à deux, trois ou quatre cartes par personne enquêtée. En revanche, les auteurs constatent que dans le domaine d'application du marketing, le nombre de cartes soumises se situe entre seize et trente-deux, et qu'en psychologie, ce nombre est souvent supérieur à cent. Enfin, ils ont réalisé une étude expérimentale, démontrant qu'aucun effet de fatigue significatif ne se fait sentir sur les individus, qu'on leur administre quatre, huit, seize, vingt-quatre ou trente-deux cartes de choix successives. Ils sont partis de l'hypothèse selon laquelle l'effet de fatigue se manifeste par un choix d'alternative identique quelle que soit la carte de choix ou par des choix et des réponses manquantes dans le questionnaire. Ils ont ensuite comptabilisé chacun de ces cas apparenté à un effet de fatigue pour les différentes versions de l'enquête et n'ont pas observé d'augmentation significative du nombre de cas avec l'augmentation du nombre de cartes de choix à étudier. Hensher *et al.* recommandent finalement de soumettre les individus à seize cartes de choix successives, mais cette valeur ne représente pas un consensus pour l'ensemble des praticiens.

➤ *Cas d'étude*

Les cartes de choix sont composées de trois attributs à cinq niveaux et d'un attribut à trois niveaux. Le nombre total d'alternatives possible est le suivant.

$$5^3 \cdot 3 = 375 \text{ (II.36)}$$

L'idée est de trouver un compromis entre le besoin d'information pour la MCM et le biais introduit par l'effort répété de la personne enquêtée, lassitude et charge intellectuelle, au fur et à mesure des jeux qui lui sont soumis. Si certains auteurs estiment qu'il n'y a pas d'effets de fatigue, on peut pourtant supposer, qu'avec la complexité de nos attributs, un jeu de cinq cartes serait suffisant pour obtenir des résultats exploitables, sans pour autant que les individus entrent volontairement dans un schéma de décision simplifié, par lassitude ou volonté de minimiser leurs efforts intellectuels.

Cinq cartes de choix permettent de présenter dix alternatives différentes plus le *Statu Quo*, puisque les enquêtés sont soumis aux mêmes cartes de choix. Il est possible de constituer plusieurs jeux de cartes, chacun étant soumis à un sous-groupe de l'échantillon. Plus il y a de jeux de cartes, plus l'échantillon enquêté doit être grand si on souhaite contrôler un effet spécifique à chaque jeu. Deux jeux de cartes (ou blocs) semblent être le maximum pour le cas d'étude, étant donnée la taille globale envisagée pour l'échantillon, à savoir une centaine d'individus. Deux jeux de cartes permettent de présenter au total vingt alternatives différentes plus le *Statu Quo*, pour 375 possibles en théorie. Le nombre d'alternatives doit donc être réduit ; ce processus est réalisé par la mise en œuvre d'un plan d'expérience.

2-2-2-5 Réalisation du plan d'expérience

Etant donné le nombre de combinaisons généralement obtenues avec tous les niveaux d'attributs [238], il est rarement possible d'utiliser toutes les alternatives dans l'exercice de choix, à moins de ne soumettre l'enquêté à un nombre démesuré de cartes de choix. Le fait de présenter néanmoins l'ensemble des alternatives aux enquêtés est appelé processus factoriel complet [250], ou *full factorial*. A l'inverse, un processus qui vise à sélectionner, selon certains critères, une partie seulement de l'ensemble des alternatives possibles est qualifié de factoriel fractionnel/partiel (*fractional factorial*). La sélection des alternatives présentes dans les cartes de choix est rarement aléatoire [238] et est le fruit de procédures particulières ayant pour but d'assurer la fiabilité des paramètres estimés, et donc de la méthode *a fortiori*, malgré la perte d'information engendrée par l'absence de certaines combinaisons de niveaux d'attributs, comme l'explique Rulleau [187] en citant les travaux d'Holmes et Adamowics [251]. La plus utilisée est de loin la procédure d'orthogonalisation, suivie de la D-efficience. On retrouve également dans une moindre mesure une sélection aléatoire des alternatives [238].

La construction orthogonale de l'ensemble des cartes de choix veille à ce que le critère d'orthogonalité soit respecté entre les alternatives. Ce critère implique que les attributs ne doivent pas être corrélés entre eux sur l'ensemble des cartes de choix [[252], In : [187]]. Ainsi, les différents niveaux d'un attribut ne doivent pas être liés aux niveaux des autres attributs. Toutefois, certains auteurs comme Rose et Bliemer [238] affirment que le processus orthogonal n'est pas un processus efficace de sélection des alternatives, dans le sens où il ne permet pas d'aboutir à une estimation des paramètres du modèle dont la précision est maximisée ou l'erreur minimisée. Pour cela, ces mêmes auteurs rappellent l'existence d'une

mesure de l'efficacité par la D-efficacité [253] qui permet de construire l'ensemble des cartes de choix de la MCM de façon efficace ou encore D-optimale, c'est-à-dire en minimisant les erreurs sur les paramètres estimés. Huber et Zwerina [253] ont d'ailleurs établi quatre critères pour définir la D-efficacité :

- l'orthogonalité (vue précédemment) ;
- l'équilibre en niveau (*level balance*): la fréquence d'apparition sur l'ensemble des cartes de choix des différents niveaux d'attributs est supposée être identique ;
- l'écart minimal (*minimal overlap*) : la probabilité qu'un niveau d'attribut se répète sur une même carte de choix doit être la plus petite possible ;
- l'équilibre en utilité : toutes les alternatives présentes sur une même carte de choix doivent fournir la même utilité. Le choix entre les alternatives d'une même carte est donc équiprobable.

Toutefois, la recherche d'une construction D-éfficace ne permet pas de remplir les quatre conditions précédentes simultanément. Ainsi, certains critères peuvent entrer en conflit comme l'équilibre en niveau et l'orthogonalité. Il n'est souvent pas possible d'améliorer un de ces deux critères sans dégrader l'autre [238]. Des procédures d'optimisation dans des logiciels dédiés ont donc été développées pour maximiser cette D-efficacité et trouver le meilleur compromis entre les quatre critères, avec notamment les procédures de Kuhfeld pour le logiciel SAS [254] [255].

Ces procédures d'optimisation sont généralement élaborées à partir de l'une des deux mesures suivantes :

- la *D-error* est la mesure la plus utilisée [238]. Elle décrit, au contraire de la D-efficacité, l'inefficacité de la construction de l'ensemble des cartes de choix pour le modèle de choix discrets. Plus la *D-error* est faible, plus la construction est alors efficace. La *D-error* est calculée à partir du déterminant de la matrice de variance-covariance, ou inverse de la matrice d'information de Fisher ;
- l'*A-error* décrit elle-aussi l'inefficacité de la construction des cartes de choix. Plus sa valeur est faible, plus l'efficacité de la construction est importante. L'*A-error* se mesure par la trace de la matrice de variance-covariance.

Pour consulter les formules de *D-error* et de *A-error*, se référer à l'article d'Huber et Zwerina [253].

➤ *Cas d'étude*

Dans le cadre de la MCM menée dans cette thèse, des procédures d'optimisation sous le logiciel SAS ont été utilisées [254] [255]. Ces procédures permettent d'obtenir directement en sortie les alternatives réparties dans des cartes de choix, et les cartes de choix dans des blocs (ou des jeux).

Cependant, des réarrangements manuels ont dû être opérés sur les propositions d'optimisation fournies par les routines du logiciel SAS, afin de ne posséder ni des alternatives dominantes, où l'enquêté n'a pas de compromis à faire, ni des alternatives aberrantes où par exemple le niveau de taxe augmente alors que tous les niveaux d'impacts augmentent également. En effet, les alternatives dominantes sont « évidentes » et n'apporteront rien dans l'explication du principe d'arbitrage des enquêtés.

Au final, l'ensemble de cartes de choix, qui a perdu en efficacité compte tenu des raisons évoquées ci-dessus, se compose de deux blocs. Chaque bloc possède cinq cartes de choix. Chaque carte de choix présente deux alternatives, auxquelles il a été rajouté une alternative de référence dite « *Statu quo* ». Dans chaque bloc, une carte a été présentée une deuxième fois, en inversant l'ordre de présentation des alternatives, afin de tester la stabilité des choix des enquêtés.

Avec le recul, la déclinaison de l'attribut « taxe » en cinq niveaux aurait permis une construction plus simple et plus rigoureuse du plan d'expérience et des cartes de choix (625 combinaisons à réduire). Par ailleurs, l'influence sur le choix des individus de la place des alternatives et des attributs dans les cartes de choix n'a pas été testée. Cette question est souvent abordée dans la littérature, mais il n'existe pas de consensus particulier à ce sujet.

2-2-3 Construction de l'enquête

Si les cartes de choix représentent la plus grosse partie de la construction de l'enquête, celle-ci ne se limite pas au seul processus de choix d'alternatives. Le questionnaire pour la mise en œuvre de la MCM comporte au moins trois volets. La première partie présente le sujet, le contexte et l'objectif de l'étude et rappelle les consignes quant au déroulement de l'enquête. La seconde partie correspond à l'exercice de choix répétés. Enfin, à l'issue de celui-ci, un questionnaire individuel sur leurs caractéristiques socio-économiques est délivré aux

enquêtés. Certaines de ces caractéristiques seront intégrées comme variables explicatives dans le modèle économétrique. Le revenu mensuel du ménage, le sexe, l'âge de l'individu ainsi que son niveau de formation sont les variables les plus fréquemment retenues dans les mises en œuvre de MCM.

En raison de la présence d'un exercice de choix, les possibles formats d'administration de la MCM sont plus réduits qu'avec la méthode d'évaluation contingente. L'enquête téléphonique est exclue car elle ne permet pas un support visuel. Les enquêtes en face-à-face, par internet et éventuellement par courrier semblent les seules envisageables pour la MCM.

➤ *Cas d'étude*

Pour le cas d'étude, l'enquête a été réalisée selon une procédure qui s'approche du face-à-face. Les individus ont été regroupés en sessions de cinq à dix personnes dans une salle et ont été soumis aux étapes présentées à la Figure 34.

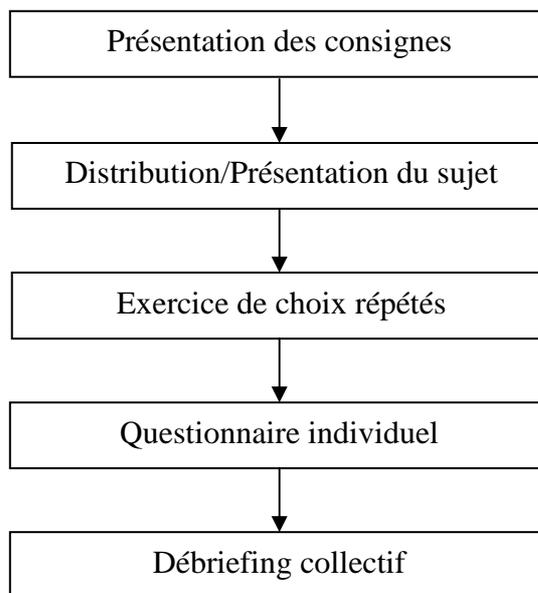


Figure 34 : Etapes de mise en œuvre de la MCM auprès des enquêtés

Après un bref rappel oral des consignes liées au déroulement de l'enquête, chaque enquêté a lu la présentation écrite du sujet qui lui a été distribuée. Une fois cette phase de lecture accomplie par tous, les cartes de choix ont successivement été présentées puis ramassées une à une auprès de chaque individu. A l'issue de cet exercice de choix, un questionnaire individuel a été distribué aux enquêtés, sur lequel figuraient entre autres des questions relatives à leurs caractéristiques socio-économiques. Enfin, un débriefing collectif

d'environ un quart d'heure a été organisé pour inciter les enquêtés à réagir et à donner leur ressenti sur le fond et la forme de l'enquête. Le détail du questionnaire individuel et l'intérêt du débriefing seront discutés dans le point 3-2.

2-3 Les limites générales de la méthode

Si certains points concernant la construction du questionnaire ont largement été débattus et ont débouché sur des recommandations pratiques, comme cela a été vu dans la partie 2-2, d'autres limites relatives à la MCM ont été soulevées et ne sont pas intégralement résolues, même si des pistes de proposition ont pu être formulées.

Dans la théorie économique de la maximisation de l'utilité, les individus sont supposés, dans un processus de choix répétés, toujours choisir l'alternative qui leur procure la plus grande satisfaction, et cela quel que soit le contexte. Cependant, la mise en œuvre de MCM montre certaines limites au regard de cette théorie économique. Ces limites concernent principalement les processus de choix des enquêtés et ne sont pas spécifiques *a priori* au contexte de monétarisation des impacts environnementaux *midpoint*. La complexité de l'exercice de choix, les effets d'apprentissage et de lassitude, les préférences lexicographiques, et les choix incohérents sont autant de points qui affectent le mécanisme de choix de l'individu, et sur lesquels l'enquêteur semble avoir peu d'emprise.

2-3-1 Complexité de l'exercice de choix et charge cognitive

Les multiples avantages que possède la méthode des choix multiples par rapport à la méthode d'évaluation contingente peuvent être en partie contrebalancés par le problème de complexité de l'exercice de choix, qui est absent dans la méthode d'évaluation contingente. La complexité de l'exercice de choix n'est pas une limite propre à la méthode de monétarisation par les choix multiples, elle est en revanche présente dans tout processus de choix ou de décision non trivial impliquant une certaine quantité d'information [256]. Elle est susceptible d'impacter dans un premier temps le processus de choix des individus, et dans un second temps les estimations et les conclusions déduites de ces processus de choix.

Dans la méthode des choix multiples (MCM), trois facteurs sont essentiellement mis en cause dans la complexité de l'exercice de choix. Il s'agit de la complexité intrinsèque au sujet traité, de la construction des cartes de choix et enfin de la quantité d'information

apportée. Il va de soi que si le sujet de la MCM traite des questions techniques, scientifiques, et éloignées des préoccupations des individus, l'exercice de choix associé sera difficile pour les enquêtés. Outre la nature du sujet, la construction et le format des cartes de choix semblent influencer la charge cognitive des enquêtés [257] [258] [259]. Une augmentation du nombre d'alternatives et du nombre d'attributs, ainsi que la variation des niveaux d'attributs entre les alternatives sont les principaux éléments de la construction et du format des cartes de choix impliqués dans la complexité de l'exercice de choix. Enfin, d'une manière générale, une trop grande quantité d'information, qu'elle soit rendue nécessaire par la nature de sujet ou engendrée par le format du questionnaire (alternatives et attributs nombreux), complexifie l'exercice de choix [260] [258] [187]. Cette surcharge d'information est alors perçue comme une difficulté cognitive pour l'enquêté, même si Hensher [258] affirme qu'une plus grande quantité de détails dans une carte de choix n'implique pas nécessairement un exercice de choix plus complexe.

Pour faire face à la surcharge cognitive, l'individu va traiter l'information dont il dispose pour effectuer ses choix de différentes manières. Il peut mettre en œuvre des règles de décision pour simplifier son processus de choix, en ignorant par exemple certains attributs. Dans ce cas, l'enquêté effectue des choix lexicographiques [261] [260] (cf. paragraphe 2-3-3). Il peut au contraire souhaiter traiter l'intégralité des informations sur sa carte de choix et cela peut conduire à des choix erronés et incohérents [261] [260] [258] (cf. paragraphe 2-3-4). En outre, des effets d'apprentissage et de lassitude (cf. paragraphe 2-3-2) peuvent être accentués par la complexité de l'exercice de choix [187] [258], conduisant à un processus de choix fluctuant dans le temps. Ces processus de traitement de l'information posent problème dans le sens où l'individu ne se comporte plus comme un agent de la théorie économique standard. Les estimations des CAP, déduits des processus de choix dans le cadre d'une MCM, peuvent être faussées [260].

Les conséquences de la complexité de l'exercice de choix dans une MCM sont abordées dans les paragraphes suivants.

2-3-2 Effet d'apprentissage et de lassitude

Les effets d'apprentissage et de lassitude, avant d'être étudiés dans la MCM, ont d'abord été mis en évidence par la psychologie mentale lors de processus de choix répétés, en dehors de tout cadre économique [262]. Ils ont ensuite été constatés dans la mise en œuvre de la MCM [263] [264] [265]. La complexité du sujet et de l'exercice de choix, évoquée dans le paragraphe précédent, peut en outre accentuer ces effets d'apprentissage et de fatigue ou lassitude.

L'effet d'apprentissage correspond à la période de temps nécessaire et incompressible au cours de laquelle l'individu se familiarise avec les cartes de choix et l'information qu'elles contiennent. Cela suppose que plusieurs cartes de choix sont nécessaires pour que l'individu exprime ses vraies préférences [266] [267], qui seront alors cohérentes et stables. En d'autres termes, les préférences des individus sont supposées converger au bout de plusieurs choix successifs vers un état stable, être cohérentes et non biaisées. Les choix effectués en premier sont alors considérés comme de moins bons indicateurs des préférences que les derniers, car les individus sont encore en phase d'apprentissage. L'effet d'apprentissage peut être lié à une meilleure compréhension de l'exercice de choix et à une meilleure connaissance des valeurs [264] [268]. Le premier cas consiste, pour une MCM, à mieux comprendre, au cours du déroulement de l'exercice, la construction et le fonctionnement des cartes de choix. Dans le second cas, les individus apprennent à mieux connaître au fur et à mesure de l'exercice de choix leurs préférences et les valeurs qu'ils accordent à chaque attribut de la MCM. L'effet d'apprentissage peut se mesurer dans le terme d'erreur de la fonction d'utilité retenue pour estimer les CAP des individus. L'effet d'apprentissage conduirait à faire des choix plus sûrs et plus précis, dont la conséquence est une diminution de la variance du terme d'erreur avec le nombre de cartes déjà présentées [267]. Cependant, même si cet effet existe, il ne semble pas avoir d'impact sur les paramètres estimés, du moins pas de manière significative.

A l'opposé de l'effet d'apprentissage se situe l'effet de fatigue ou de lassitude. Celui-ci intervient à partir d'un certain nombre de choix successifs, et plutôt à la fin de l'exercice de choix. Au-delà de ce nombre, les choix des individus sont moins sûrs, moins précis et ne correspondent plus à leurs « véritables préférences ». Les enquêtés se fatiguent ou se lassent de l'exercice à partir d'un certain nombre de cartes, et mettent alors en œuvre des processus de choix simplifiés pour répondre. Cet effet semble être accentué par la complexité d'un sujet

et par la longueur de l'exercice de choix, en termes de nombre de cartes. Comme l'effet d'apprentissage, la fatigue et la lassitude peuvent se mesurer par la variance du terme d'erreur de la fonction d'utilité. En présence de fatigue ou de lassitude, les individus sont supposés faire des erreurs dans leurs choix par rapport à leurs véritables préférences. Cela implique que la variance du terme d'erreur augmente au-delà d'un certain nombre de cartes déjà présentées [269] [270].

2-3-3 Préférences et choix lexicographiques

Dans la MCM, les préférences lexicographiques correspondent aux préférences des individus qui choisissent de manière cohérente et consciente une alternative sans tenir compte de l'ensemble des attributs présents sur la carte de choix [271]. Il faut toutefois faire la distinction entre préférences et choix lexicographiques [261], ces derniers n'impliquant pas nécessairement des préférences lexicographiques. Les choix lexicographiques peuvent effectivement être causés par de réelles préférences lexicographiques, mais ce n'est pas la seule raison. Les choix lexicographiques résultent également de processus de simplification du choix lorsque l'enquêté juge l'exercice trop difficile, de comportements stratégiques des enquêtés, ou du format de la carte de choix [259]. Il semblerait en effet que la mise en œuvre de processus de simplification de choix augmente avec le nombre d'attributs présents sur les cartes de choix, et avec le niveau de méconnaissance des enquêtés sur les attributs présentés [259]. Enfin, un exercice de choix et une enquête complexes semblent favoriser la mise en place de choix lexicographiques, permettant de réduire les efforts cognitifs des enquêtés.

Même si ces choix lexicographiques sont assez courants dans l'application de la MCM aux problématiques environnementales, ces comportements sont difficilement mesurables [271]. Pour détecter les choix lexicographiques, plusieurs approches sont possibles. Une première approche consiste à introduire des questions attitudinales propres au processus de choix dans la dernière partie du questionnaire. C'est une technique adoptée pour détecter les choix lexicographiques conscients et déclarés par les enquêtés [187]. Une seconde approche vérifie que les choix des individus sur leurs cartes de choix correspondent aux principes de la théorie économique standard, et notamment l'axiome de continuité. Dans ce cas, ce sont les choix lexicographiques apparents et pas nécessairement conscients qui sont mis en évidence [187]. L'axiome de continuité est en effet un principe de la théorie économique standard qui est souvent violé en présence de choix lexicographiques [272]. L'axiome de continuité suppose que la diminution de la quantité d'un bien peut être compensée par l'augmentation

d'un autre bien pour maintenir un niveau d'utilité constant. Une troisième approche est de révéler la présence de choix lexicographiques par l'analyse de la variance du terme d'erreur dans la fonction d'utilité, qui est plus grande pour un individu ayant des choix lexicographiques. Cependant, l'augmentation ou la diminution de la variance du terme d'erreur ne sont pas uniquement dues aux choix lexicographiques, comme cela a été évoqué dans le paragraphe 2-3-2. Enfin, l'impact des choix lexicographiques dans la littérature est nuancé. Si récemment Rulleau et Dachary-Bernard [273] ont montré sur leur cas d'étude que les préférences lexicographiques ont un impact sur la probabilité de choix, elles n'ont en revanche pas observé de différences significatives pour les CAP estimés. Saelensminde [259] pense au contraire que les choix lexicographiques peuvent mener à une estimation biaisée de CAP liés à des biens ou services environnementaux.

2-3-4 Cohérence des choix avec les fondements théoriques de la MCM

La MCM s'appuie sur la théorie du consommateur (cf. paragraphe 2-1-1-1) et suit l'approche néo-classique des préférences [223]. Cette approche suppose que les individus effectuent des choix rationnels respectant les axiomes de complétude et de transitivité. L'axiome de complétude suppose que l'individu est capable d'établir de manière certaine une relation de préférence pour ses choix de consommations [187]. En d'autres termes, pour tout bien, soit l'individu préfère X à Y ($X > Y$), soit l'individu préfère Y à X ($Y > X$) [223]. L'axiome de transitivité implique que pour tout bien X, Y, et Z d'un panier de consommation C, si X est préféré à Y ($X > Y$) et Y est préféré à Z ($Y > Z$), alors X est préféré à Z ($X > Z$).

Conformément à la théorie, tout individu dont les choix ne respectent pas ces deux axiomes est supposé irrationnel. Pourtant, au regard de nombreux cas d'études empiriques, les préférences ne sont pas toujours cohérentes avec cette théorie du consommateur [274]. Alors que par le passé, les choix découlant de préférences reconnues comme irrationnelles étaient souvent supprimées de l'analyse économétrique [223], certains auteurs [223] [274] [273] remettent en question l'élimination de telles préférences dans l'analyse, et cela pour plusieurs raisons. Les préférences irrationnelles ne peuvent être qu'apparentes, et être causées en réalité par une construction du questionnaire inadéquate. En outre, supprimer ces réponses apparemment irrationnelles revient à retirer des réponses valides de l'analyse, ce qui d'une part peut représenter un biais d'échantillonnage, et d'autre part conduit à diminuer l'efficacité statistique de l'analyse [223]. Les choix irrationnels, du moins en apparence, semblent

inévitables avec une MCM ; l'idée serait donc plutôt d'intégrer ces comportements en modifiant les modèles économétriques.

Par ailleurs, des principes autres que la rationalité sont supposés être respectés dans la mise en œuvre d'une MCM. Ces principes concernent les axiomes de monotonie, de convexité et de continuité [223] (cf. partie 2-1-1-1). Le respect du principe de cohérence ou de stabilité est également attendu [263] [187]. Ce dernier suppose quant à lui que les individus ont des choix stables dans le temps. Le non respect de ces principes ne constitue pas un obstacle à l'obtention de choix rationnels. Cependant, ils limitent la mise en œuvre de l'analyse économétrique. Ainsi, les choix lexicographiques ne satisfont pas à l'axiome de continuité mais peuvent être rationnels. Or l'axiome de continuité est nécessaire en théorie pour calculer les taux marginaux de substitution entre attributs d'une MCM [274], sans quoi les CAP ne peuvent être estimés. Ces écueils semblent inévitables lorsque la MCM attrait à des sujets complexes, même si le soin et l'attention apportés à la construction du questionnaire semblent réduire ces choix non conformes.

2-4 Conclusion

La MCM présente un intérêt pour son application à des résultats d'impact essentiellement pour trois raisons. D'une part, elle permet une évaluation ex ante de scénarios hypothétiques, conforme à l'évaluation environnementale par ACV de scénarios de gestion de déchets fictifs et prospectifs. D'autre part, elle propose une approche multidimensionnelle de l'environnement, rendant possible la monétarisation simultanée de plusieurs impacts environnementaux issus de la gestion des déchets. Enfin, la MCM évalue l'ensemble de la VET des biens environnementaux associés aux impacts et ne se limite pas à certaines valeurs spécifiques comme les méthodes de « choix effectif » (cf. paragraphes 1-2-1 et 1-2-2).

En outre, le cadre théorique de la MCM, basé sur la théorie de Lancaster et la théorie de l'utilité aléatoire, rend cette méthode compatible avec la théorie du bien-être et l'estimation de CAP individuels pour l'amélioration quantitative d'impacts environnementaux.

Cependant, l'étude du protocole de mise en œuvre de la MCM, général et spécifique à la monétarisation des impacts environnementaux, a mis en évidence la complexité de cette méthode, tant dans la construction de l'enquête, que dans sa réalisation, puis dans l'exploitation de ses résultats économétriques. Des points méthodologiques d'ordre général encore non résolus sont susceptibles d'être rédhibitoires lors de l'application de cette méthode

aux impacts environnementaux issus d'une ACV. La partie suivante présente des propositions d'adaptation de la MCM pour les impacts environnementaux de la gestion des déchets issus d'une ACV.

3- Propositions d'adaptation de la méthode

Les limites méthodologiques de la MCM sont liées principalement aux processus de choix effectifs des enquêtés et à leur influence sur l'estimation des CAP. Certaines de ses limites apparaissent comme rédhibitoires lorsqu'il s'agit d'appliquer la MCM à des impacts environnementaux *midpoint* issus d'une ACV. Dans un premier temps, ces limites doivent être identifiées, afin de proposer ensuite pour celles-ci des pistes d'action relatives à la construction et à la réalisation du questionnaire visant à les réduire. Toutefois, ces propositions d'adaptation ne sont pas exhaustives. D'autres limites méthodologiques liées à la MCM en général et à son application particulière aux impacts environnementaux demeurent en suspens. A défaut d'être traitées, ces limites sont exposées et discutées à l'issue de cette partie.

3-1 Identification des limites pour des attributs-impacts environnementaux

La MCM est ici mise en œuvre avec quatre attributs (cf. paragraphes 2-2-1 et 2-2-2). Trois d'entre eux correspondent à des impacts environnementaux *midpoint* considérés comme des enjeux de la gestion des déchets dans un contexte territorial, à savoir l'augmentation de l'effet de serre, l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables et l'atteinte à la santé humaine. Le quatrième attribut représente le support de paiement pour les enquêtés et correspond à une augmentation de la Taxe sur l'Enlèvement des Ordures Ménagères (TEOM). Ces quatre attributs sont soumis à des variations quantitatives de leurs niveaux, étant donné que l'ACV fournit des résultats d'impact quantitatifs. Or, l'utilisation de la MCM pour la monétarisation d'impacts environnementaux quantitatifs et *midpoint* est absente de la littérature. D'une part, certaines recommandations relatives à la mise en œuvre de la méthode ne sont plus respectées. D'autre part, des limites inhérentes à la MCM s'en trouvent accentuées. Ces problèmes majeurs d'applicabilité de la méthode sont identifiés et développés dans les paragraphes suivants.

3-1-1 Complexité et compréhension des attributs environnementaux

La mise en œuvre de la MCM pour évaluer un bien ou un service environnemental requiert de choisir comme attributs des caractéristiques concrètes et suffisamment parlantes pour l'enquêté [240]. Dans le cas de l'étude, ces attributs sont trois catégories d'impacts environnementaux *midpoint* évalués en ACV, à savoir l'augmentation de l'effet de serre, l'épuisement des ressources non renouvelables et l'atteinte à la santé humaine. Or ces trois attributs ne correspondent pas à des caractéristiques concrètes et « palpables » pour les individus. Si ces catégories d'impacts peuvent être parlantes aux individus, comme par exemple les émissions de dioxine et l'atteinte à la santé humaine ou le prix du carburant à la pompe et l'épuisement des ressources, ils n'en ont pas nécessairement une vision juste et intégrale, excepté éventuellement pour l'augmentation de l'effet de serre qui est de loin l'impact le plus médiatisé. En effet, quelqu'un qui n'est pas spécialiste du sujet ne connaît pas nécessairement l'origine de ces impacts, ni leurs effets à court et long termes, ni leur portée locale ou globale. Soit les individus ne connaissent pas, voire peu, l'impact environnemental, soit les individus connaissent mal l'impact et se font une idée erronée de son mécanisme de cause à effet. En outre, le degré de méconnaissance n'est *a priori* pas identique entre les trois impacts, et peut aussi varier selon la période à laquelle l'enquête est réalisée, et selon les connaissances de l'individu (cf. paragraphe 3-1-2). Si dans un premier temps on ne tient pas compte des caractéristiques individuelles dont la connaissance fait partie, on peut en effet supposer que l'information relayée dans les médias, ainsi que certaines prises de conscience politiques et internationales, comme cela est le cas pour les gaz à effet de serre et le réchauffement climatique, apportent aux individus une certaine connaissance de cet impact environnemental. La connaissance de l'impact, par exemple l'augmentation de l'effet de serre, est liée d'un part au simple fait d'en parler et d'en révéler son « existence » dans les médias. Cette connaissance est liée d'autre part aux enjeux politiques et environnementaux qu'on prête à cet impact dans les médias et au sein des politiques environnementales.

Le fait de ne pas avoir des attributs concrets et tous suffisamment parlants, contrairement à la mise en œuvre traditionnelle de la MCM, engendre une complexité de l'information fournie aux enquêtés, ainsi qu'une connaissance potentiellement inégale entre les trois impacts évalués. Pour faire face à ces deux problèmes, les enquêtés adoptent plusieurs stratégies de choix, comme les choix lexicographiques, non conformes la théorie de

la MCM car elles ne correspondent pas à un arbitrage entre différentes caractéristiques d'égale importance (cf. Figure 35).

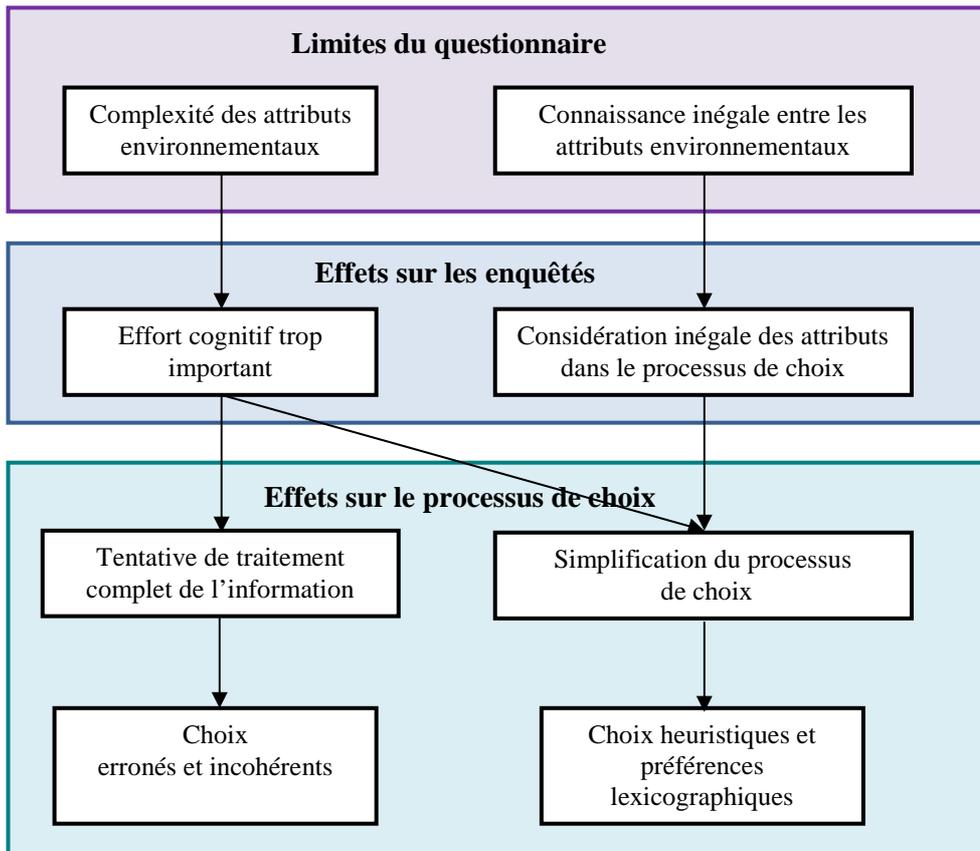


Figure 35 : Effets du format des attributs environnementaux sur le processus de choix de l'enquêté

La complexité de ces attributs environnementaux demande aux enquêtés un effort cognitif important pour essayer de comprendre, en l'absence d'information particulière, les enjeux de ces impacts. Pour faire face à cette surcharge cognitive, les enquêtés mettent en place des processus de simplification du choix comme la mise en place de choix lexicographiques, ou tentent au contraire de traiter l'intégralité de l'information. Mais la surcharge cognitive conduit alors à des choix erronés et incohérents. La connaissance inégale des trois attributs environnementaux conduit aussi à un processus de choix se focalisant uniquement sur l'impact environnemental « connu ». On retrouve dans ce cas des choix lexicographiques. En outre, toutes ces stratégies de choix conduisent à une estimation biaisée des CAP. Il est alors nécessaire, d'une part de fournir de l'information aux enquêtés pour rendre la compréhension de ces impacts environnementaux globalement moins complexe, et d'autre part de s'assurer que le niveau d'information apporté donne aux individus un niveau de compréhension équivalent quel que soit l'impact.

3-1-2 Connaissances et intérêt des individus pour le sujet

Nous venons de voir dans le paragraphe 3-1-1 que la compréhension des attributs environnementaux est en partie liée à un manque d'information ou à une information inégale entre les impacts. La principale conséquence est une simplification du processus de choix et une estimation biaisée des CAP.

La compréhension de ces impacts environnementaux n'est pas uniquement liée à l'information « absolue » dont dispose l'individu. Cette compréhension fait aussi intervenir la connaissance, une caractéristique propre à chaque individu. Indépendamment du degré de complexité du sujet, certains individus sont plus aptes à pouvoir arbitrer entre les scénarios car ils ont des connaissances spécifiques sur le sujet. En théorie, le niveau de connaissance importe peu ou pas dans le cadre d'une MCM avec des attributs concrets, de proximité et « palpables ». Pour des caractéristiques concrètes touchant à notre environnement direct, aucune connaissance particulière n'est exigée. Pour illustrer ces propos, on peut se rapporter au travail de Jin et al. [232] qui mettent en œuvre une MCM pour révéler les préférences des individus sur des programmes de gestion de déchets ménagers. Les attributs « de gestion des déchets » de cette MCM et leurs niveaux ne demandent pas de connaissances particulières. Ils concernent des caractéristiques techniques et préhensibles : l'absence ou la présence d'une séparation et d'un recyclage à la source de flux de déchets, la fréquence de collecte des déchets (quotidienne et irrégulière ou biquotidienne et régulière), et la réduction ou non du bruit causé par la collecte des déchets.

Or, dans notre cadre de travail, un certain niveau de connaissance est nécessaire aux individus pour comprendre l'exercice de choix et ne pas utiliser des procédures de simplification. Le niveau de connaissance des individus sur les impacts environnementaux pourrait donc constituer *a priori* un élément explicatif du choix individuel.

Ni le niveau d'étude, ni la catégorie socioprofessionnelle ne sont des indicateurs suffisamment révélateurs du niveau de connaissance des individus dans le domaine de l'évaluation environnementale. Il faudrait donc créer un indicateur du niveau de connaissance individuelle sur les impacts environnementaux utilisés dans l'enquête, cette caractéristique pouvant influencer sur le choix des enquêtés et par conséquent sur l'estimation des CAP.

Outre le niveau d'information et la connaissance des individus, un troisième facteur peut jouer un rôle dans le processus de choix des individus pour des attributs complexes que

sont les trois catégories d'impacts environnementaux. Il s'agit de l'intérêt et de la sensibilité de l'individu pour l'Environnement de manière générale. Les choix des individus pourraient effectivement s'expliquer en partie par leur intérêt et leur sensibilité à l'Environnement. Or, ces caractéristiques personnelles ne font généralement pas partie des variables dans la partie de l'enquête dédiée à la collecte des données socio-économiques sur les individus. Parallèlement au niveau de connaissance, il faut créer un ou plusieurs indicateurs relatifs à l'intérêt et à la sensibilité des individus pour des problématiques environnementales.

Une nuance est à apporter sur cet ou ces indicateurs individuels mesurant la sensibilité et l'intérêt pour l'environnement. Contrairement au niveau de connaissance, un facteur contextuel autre que personnel peut motiver l'intérêt et la sensibilité d'un individu à l'environnement. Le lieu d'habitation et le cadre de vie peuvent être des facteurs contextuels de la sensibilité ou de l'intérêt pour les problèmes environnementaux. En effet, une installation de traitement de déchets représente par exemple une source de pollution et de nuisances potentielles. Les riverains de cette installation sont exposés en permanence à ces nuisances et pollutions potentielles, susceptibles d'engendrer chez eux une défiance, rationnelle ou irrationnelle, vis-à-vis de l'installation de traitement. Cette défiance pourrait, dans une certaine mesure, les rendre plus sensibles à certaines problématiques environnementales comme l'atteinte à la santé humaine, si l'on se remémore notamment le débat sur les incinérateurs et les émissions de dioxines avant la parution en 2000 de la directive européenne réglementant de façon encore plus contraignante le traitement des fumées d'incinération¹².

3-1-3 Effets d'apprentissage et de lassitude

Les effets d'apprentissage et de lassitude sont accentués lorsque l'exercice de choix est complexe (cf. paragraphes 2-3-1 et 2-3-2). La nature du sujet, à savoir les impacts environnementaux, ainsi que le format des cartes de choix sur ces impacts sont susceptibles de favoriser ces effets, et plus particulièrement celui de l'apprentissage. Les individus n'étant soumis qu'à cinq cartes de choix différentes, l'effet de fatigue n'est pas censé se manifester.

Au cours du processus itératif de choix des alternatives, les arbitrages des premières cartes de choix, admettons les deux premières, sont réalisés pour l'ensemble des enquêtés dans un contexte d'apprentissage de l'exercice et du sujet. Dès lors, la révélation des

¹² Directive n°2000/76/CE du 04 Décembre sur l'incinération des déchets

préférences associées à ces cartes de choix ne sont pas « véritables » et s'en trouvent biaisées. Les « véritables » préférences des individus ne sont exprimées que pour les choix situés au-delà de la deuxième carte [275]. Les deux premières cartes de choix aident les individus à mieux comprendre l'exercice de choix, mais ne permettent pas d'obtenir des préférences « véritables » [267]. Ce sont donc toujours les mêmes alternatives, celles présentes sur les deux premières cartes, qui se trouvent pénalisées.

Lors de la mise en œuvre de l'enquête, il faudra éviter de systématiquement condamner les alternatives des premières cartes de choix, pour lesquelles les préférences de ne sont pas « vraies », en raison des effets d'apprentissage (cf. partie 3-2).

3-1-4 Choix incohérents et préférences lexicographiques

Les problèmes de connaissance et de compréhension du sujet (cf. paragraphe 3-1-1), à savoir les impacts environnementaux *midpoint* issus de l'ACV, rendent l'exercice de choix de la MCM plus complexe. Cette complexité impacte sur les processus de choix des individus. Ces derniers peuvent adopter des choix lexicographiques [259] ou des choix incohérents [239] [259], en réponse à cette surcharge cognitive. Dans le cadre de l'étude, les individus sélectionnent en théorie leur alternative préférée sur chaque carte de choix au regard des trois attributs-impacts environnementaux et de l'attribut monétaire.

Il est possible que la médiatisation et la connaissance inégales des impacts environnementaux favorisent l'arbitrage au regard d'un seul attribut, et conduisent à des choix lexicographiques. L'arbitrage peut s'effectuer selon le montant de la TEOM uniquement, car elle est censée être la plus parlante étant donné que chaque foyer la paie, de façon directe ou indirecte. Cet arbitrage peut aussi ne s'appuyer que sur l'impact environnemental le plus médiatisé, à savoir l'augmentation de l'effet de serre ou sur celui le plus parlant : l'atteinte à la santé humaine.

Au contraire, les individus peuvent souhaiter intégrer dans leurs choix l'intégralité des attributs qui composent les alternatives, qu'ils pensent avoir une bonne ou mauvaise connaissance des impacts environnementaux. Pour chaque carte de choix, l'enquêté pense sélectionner l'alternative qui lui procure la plus grande satisfaction. D'une part, il se peut qu'il n'ait pas (ou mal) pris en compte toutes les informations données par la carte et que le choix qu'il ait effectué ne corresponde pas à ses réelles préférences. D'autre part, il est possible que

l'analyse de l'ensemble des choix de l'individu révèle des choix incohérents, tels qu'ils ont été définis dans le paragraphe 2-3-4.

3-2 Propositions de résolution

Quatre points ont été identifiés comme présentant des limites importantes pour l'utilisation de la MCM à des impacts environnementaux *midpoint* : la complexité et la compréhension des attributs environnementaux, la connaissance et l'intérêt des individus pour le sujet, les effets d'apprentissage et de lassitude, et enfin les choix lexicographiques et incohérents. Pour tenter de dépasser ces limites, des possibilités d'adaptation de la MCM pour la construction du questionnaire ou pour la réalisation de l'enquête sont proposées. Chacune de ces possibilités d'adaptation reprend, de façon séparée ou regroupée, les quatre points présentés dans le paragraphe 3-1.

3-2-1 Complexité du sujet et apport d'information

La complexité du sujet, les impacts environnementaux, et le manque de connaissance présumé des individus rendent sa compréhension difficile. Cela semble être la principale limite de l'utilisation de la MCM pour la monétarisation des impacts environnementaux *midpoint*, bien que cette méthode semble prometteuse par sa théorie et sa mise en œuvre. L'objectif est de construire une enquête de MCM qui tente de présenter et d'expliquer les trois impacts environnementaux utilisés dans le questionnaire, à savoir l'augmentation de l'effet de serre, l'atteinte à la santé humaine et l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables, puis de proposer en retour une évaluation qualitative ou quantitative des effets de cet apport d'information en termes d'adaptation des choix des individus. Cet objectif est réalisé en trois étapes, en fournissant dans un premier temps de l'information aux enquêtés pour rendre la compréhension de ces impacts environnementaux globalement moins complexe, puis en concrétisant le niveau d'impact environnemental par la construction d'une représentation imagée, et enfin en demandant aux enquêtés de déclarer leur niveau de compréhension et d'information sur le sujet évalué, les impacts environnementaux.

3-2-1-1 Représentation imagée

La représentation imagée vise à ce que les enquêtés puissent s'approprier les impacts environnementaux analysés dans le temps imparti par l'enquête. Elle doit permettre de rendre ces impacts environnementaux plus parlants comme le sont généralement les attributs impliqués dans des MCM [240] [197].

La première contrainte vient justement du fait de l'impossibilité d'utiliser de réelles images (illustration, photo) pour représenter les impacts et leurs différents niveaux, contrairement à ce qui peut se faire par ailleurs en MCM, notamment dans l'évaluation des services paysagers [188] [187]. En effet, le but de la MCM ici mis en œuvre est d'obtenir des facteurs de pondération en euros par unité d'impact, qui pourront ensuite être couplés aux différents résultats d'impacts quantitatifs de l'ACV. Par conséquent, les niveaux des attributs environnementaux doivent être quantitatifs (cf. paragraphe 2-2-2-2), ce que peut difficilement traduire une image au sens littéral du terme. C'est pourquoi une représentation imagée quantitative sera préférée et utilisée afin de traduire ou d'exprimer différemment les enjeux et les effets d'un impact environnemental.

La démarche de représentation imagée a pour but de fixer un référentiel de comparaison « parlant » aux individus pour chaque catégorie d'impact. Plusieurs options ont été envisagées pour construire ce référentiel :

- construire une « échelle de performance » pour chaque catégorie d'impact, et classer les niveaux d'impact des alternatives sur ces échelles ;
- faire correspondre les niveaux d'impact de chaque alternative à des activités ou produits de la vie quotidienne de même niveau d'impact.

La première proposition a été étudiée mais n'a pas été retenue. L'idée était de s'inspirer des échelles de performance, utilisées pour apprécier les niveaux de consommation énergétique des équipements électroménagers, des émissions de dioxyde de carbone des véhicules, et des émissions de gaz à effet de serre dans les logements (cf. Figure 36). Ces échelles sont présentes à l'achat de chaque bien de consommation électroménager, de chaque véhicule neuf, mais aussi pour la vente ou la location de logements. Les consommateurs et *a fortiori* les enquêtés sont supposés être familiers avec leur fonctionnement. Une échelle de performance comme celle de la Figure 36 aurait été construite pour chaque catégorie

d'impact. Les niveaux d'attribut des trois alternatives A, B et *Statu Quo* auraient été positionnés sur chacune des échelles. Cependant, plusieurs lacunes n'ont pas rendu cette représentation imagée possible.

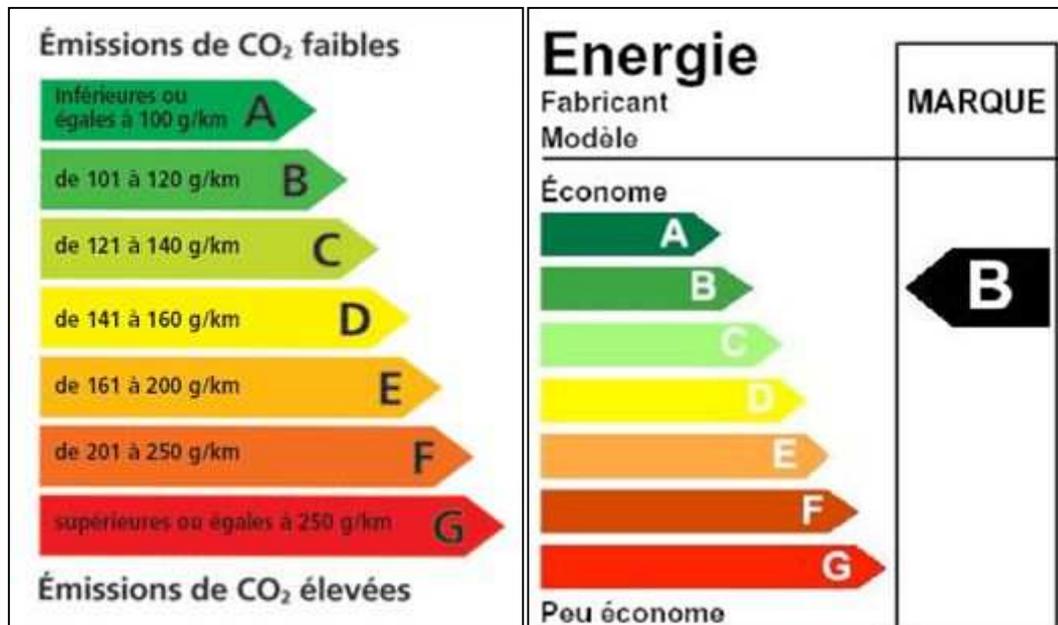


Figure 36 : Echelle de performance énergétique pour les émissions de CO₂ des véhicules et pour la consommation énergétique des équipements électroménagers

D'une part, si l'échelle concernant les émissions de CO₂ ou de gaz à effet de serre en équivalent CO₂ est utilisable pour l'impact augmentation de l'effet de serre, il n'existe pas d'échelles comparables pour les autres catégories d'impact. Il est envisageable d'établir un rapprochement entre consommation énergétique et épuisement de ressources fossiles, moyennant certes des hypothèses fortes sur la production électrique, à savoir 100% d'origine fossile, alors qu'environ 80% de la production française est d'origine nucléaire (un minerai). En revanche, il n'existe actuellement pas de telles étiquettes potentiellement exploitables pour l'impact atteinte à la santé humaine. Par conséquent, cela aurait nécessité pour cette catégorie d'impact de construire notre propre échelle en proposant nous-mêmes les bornes inférieures et supérieures. Comparativement aux autres échelles, établies au niveau européen et reconnues, celle sur l'atteinte à la santé humaine ne présenterait donc aucune légitimité. D'une part, elle n'aurait pas fait l'objet d'un consensus national ou international d'experts, et nous ne possédons pas non plus l'expertise scientifique pour proposer une telle échelle de toxicité. D'autre part, les individus n'auraient pas été familiers avec. Or il était souhaité que chaque représentation imagée dispose de la même légitimité, pour ne pas favoriser ou défavoriser l'une ou l'autre des catégories d'impact. Sinon, un risque de biais entre attributs se

présenterait. Les représentations imagées devraient être soit toutes issues d'un référentiel national ou international, comme le sont les affichages de performance environnementale, soit toutes avoir été élaborées au cours de la construction de la MCM.

D'autre part, même si trois échelles avaient pu être utilisées, la question de la représentation du niveau d'impact sur chacune d'elle se serait posée. Prenons par exemple l'impact sur l'augmentation de l'effet de serre. Pour placer les différents niveaux de l'attribut sur l'échelle, il est possible de raisonner à kilométrage fixe ou à classe de voiture fixe. Dans le premier cas, le kilométrage est identique quel que soit le niveau d'impact mais la classe de voiture varie (cf. Figure 36). Dans le second cas, une classe de voiture est fixée (type A par exemple) et le kilométrage varie selon le niveau de l'attribut.

A ce stade, la représentation imagée ne semble pas pouvoir être tout à fait objective comme cela avait été initialement souhaité, car l'introduction d'un référentiel de comparaison, pourtant nécessaire pour rendre plus parlants les niveaux d'impacts, induit une certaine subjectivité, dans la mesure où les enquêtés seront plus ou moins sensibles au référentiel concerné. En outre, selon le référentiel choisi, un niveau d'impact pourra être considéré comme inquiétant ou insignifiant.

La deuxième proposition cherche à construire le référentiel de comparaison à partir d'activités anthropiques supposées concerner les individus. C'est cette proposition qui a été retenue et élaborée. Le choix de référence à une activité ou un produit de la vie quotidienne permet aux individus de situer le niveau d'impact d'un scénario par rapport à cette activité anthropique et d'en mesurer l'ampleur, ce que les seules valeurs absolues et relatives ne peuvent faire. La référence à des activités de la gestion des déchets a d'emblée été exclue car non seulement elles ne sont pas nécessairement concrètes pour l'ensemble des individus, mais surtout la perception parfois irrationnelle qu'ont les individus sur ces activités est susceptible d'orienter fortement leurs préférences.

Concernant la forme et la position de la représentation imagée des impacts, il a été décidé de faire figurer une « échelle de valeur » par catégorie d'impact en bas de chaque carte de choix. Les niveaux des trois alternatives A, B et *Statu Quo* sont positionnés sur chacune de ces échelles. Contrairement à la première proposition, les bornes inférieures et supérieures de ces échelles ne sont pas des niveaux d'impacts reconnus respectivement comme très bons ou très mauvais. La borne inférieure des échelles de valeurs correspond au zéro et donc à une absence d'impact. La borne supérieure correspond au niveau d'impact le plus élevé pour

l'ensemble des alternatives, à savoir + 50% par rapport au niveau de référence (cf. Figure 37). Cette disposition devrait permettre à l'enquêté de visualiser rapidement sur chaque échelle de valeur la hiérarchisation des alternatives pour chaque attribut. Afin que l'ensemble des attributs soient *a priori* traités avec une égale importance, le même système d'échelle de valeurs a été mis en place pour hiérarchiser les différents montants de TEOM proposés par les alternatives.

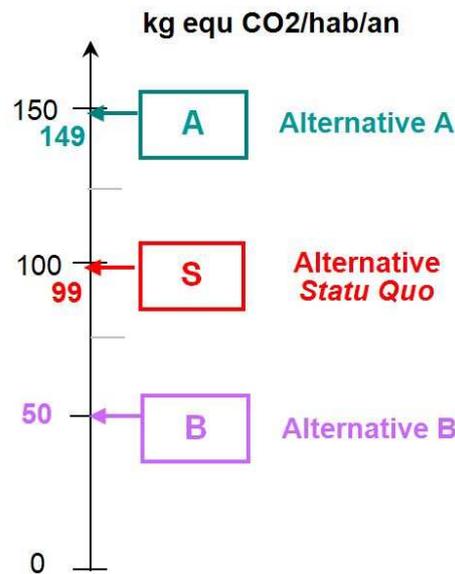


Figure 37 : Echelle de positionnement des alternatives pour l'impact augmentation de l'effet de serre

Ensuite, pour chaque attribut environnemental, deux activités ou produits de la vie quotidienne jugés comme parlants pour les catégories d'impact considérées, équivalents en termes de niveau d'impact au scénario de référence, sont proposés, décrits et placés sous l'échelle de valeurs. Ces représentations imagées ne concernent pas les niveaux des autres alternatives car cela surcharge l'échelle de valeurs et la carte en information. Les individus ont en effet déjà sur l'échelle de valeurs les informations nécessaires pour situer les alternatives par rapport au *Statu Quo*. Par ailleurs, pour chaque catégorie d'impact, deux exemples de représentation imagée ont été utilisés plutôt qu'un seul, afin de ne pas proposer un référentiel unique aux enquêtés. Ceux-ci pourraient être insensibles au seul exemple donné, ou au contraire se sentir directement touchés. Les individus risquent de minimiser l'impact dans le premier cas, et de le maximiser dans le second. Deux représentations imagées différentes par impact diversifient les exemples et peuvent limiter, dans une certaine mesure, les effets précédemment décrits.

D'autres limites encadrent le choix des représentations imagées. Pour les construire, il est notamment nécessaire de :

- trouver des activités parlantes pour chacune des trois catégories d'impact ;
- pouvoir évaluer les impacts de ces activités et donc connaître les consommations et émissions liées à ces rejets ;
- obtenir des ordres de grandeur pour les impacts des activités anthropiques qui soient parlants (contre-exemple : « le niveau d'impact du scénario de référence correspond aux émissions de GES d'une voiture parcourant **soixante millions** de kilomètres »).

En essayant de tenir compte de ces trois points, les représentations imagées retenues sont :

- pour l'augmentation de l'effet de serre :
 - impact des émissions d'une voiture pour un trajet d'un certain nombre de kilomètres ;
 - impact des émissions de CO₂ d'un chauffage au gaz naturel d'un logement de 100 m² pour une certaine durée.
- pour l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables :
 - impact de la consommation de matières premières pour la fabrication d'une certaine quantité d'ordinateurs ;
 - impact de la consommation d'une certaine quantité de carburant.
- pour l'atteinte à la santé humaine :
 - impact des émissions d'une voiture pour un trajet d'un certain nombre de kilomètres ;
 - impact de la consommation d'une certaine quantité de cigarettes.

L'ensemble des hypothèses pour la construction de ces représentations imagées est disponible en annexe II-5.

Les représentations imagées ont été les plus faciles à construire pour l'augmentation de l'effet car cet impact est largement plus médiatisé que les autres. Par conséquent, de nombreuses données destinées au grand public sont à disposition, notamment pour les émissions de GES des voitures et celles de CO₂ pour les différents types de chauffage.

L'épuisement des ressources naturelles non renouvelables est en comparaison un impact bien moins médiatisé que l'augmentation de l'effet de serre, même s'il semble être de

plus en plus parlant aux individus en raison de l'augmentation accrue du prix du carburant. Il n'existe pas de données ou d'exemples de référence grand public pour illustrer cet impact. L'unité utilisée lors de la quantification de cette catégorie est le kg eq Antimoine qui n'est absolument pas parlant pour le quidam. Il a donc fallu aller à la recherche de données d'inventaire pour modéliser sous le logiciel Gabi les impacts de la consommation de ressources fossiles pour le carburant, et de ressources essentiellement non fossiles pour l'ordinateur.

Enfin, pour l'atteinte à la santé humaine, la tâche se complexifie encore. La plus grosse limite concernant cette représentation imagée vient de l'impact lui-même. L'atteinte à la santé humaine, contrairement aux deux autres impacts, n'est en réalité pas « moyennable » à l'habitant. Un individu est exposé ou non à une certaine concentration d'une substance toxique dans son milieu de vie et il ne l'est pas « en moyenne » sur l'ensemble du cycle de vie. En outre, l'évaluation de la toxicité souffre encore de nombreuses limites méthodologiques en ACV. Cependant, pour cet exercice, l'impact sur la santé humaine a été, par défaut, ramené à l'habitant, et pour les niveaux d'attributs et pour les représentations imagées, même si cela semble être une limite extrêmement forte. Comme pour l'épuisement des ressources, peu de données sont disponibles et l'indicateur de catégorie, le kg équivalent dichlorobenzène (DCB), n'est pas parlant pour un individu lambda. Trouver des activités parlantes en termes de toxicité, telle qu'elle est présentée dans l'ACV, et ensuite les convertir en kg eq DCB s'est avéré fort peu évident. Par défaut, les émissions dues au transport ont été choisies car des bases de données sur ce sujet existent en ACV et que ces émissions sont connues pour leurs impacts toxiques potentiels. La consommation de cigarettes a également été retenue même si ici l'estimation est faussée, notamment pour les limites évoquées ci-dessus.

Un exemple de carte de choix est présenté à la page suivante.

II-3 Propositions d'adaptation de la méthode

Alternative	Epuisement des ressources non renouvelables kg eq Sb	Atteinte à la santé humaine kg eq DCB	Augmentation de l'effet de serre kg eq CO ₂	Taxe –TEOM €/ménage/an	Votre choix
A	0,11 ↘ -25%	2,90 ↗ +50%	99 =	125 ↗ +25%	<input type="checkbox"/>
B	0,18 ↗ +25%	0,97 ↘ -50%	74 ↘ -25%	100 =	<input type="checkbox"/>
S Statu Quo	0,14 =	1,93 =	99 =	100 =	<input type="checkbox"/>
Echelle de représentation et d'équivalence des impacts	<p>Impact de S à 0,14 eq Sb/hab/an équivaut à: -la consommation de matières premières pour fabriquer 4 ordinateurs -la consommation de 7 l de diesel</p>	<p>Impact de S à 1,93 eq DCB/hab/an équivaut: - à la consommation de 11 cigarettes, - aux émissions d'une voiture pour un trajet de 275 km.</p>	<p>Impact de S à 99 kg eq CO₂/hab/an équivaut: -aux émissions d'une voiture pour un trajet de 620km. -aux émissions de CO₂ pour 1 mois de chauffage au gaz naturel pour un logement de 100m²</p>	<p>Taxe moyenne annuelle par ménage pour le scénario S</p>	

Figure 38 : Exemple de carte de choix, avec l'échelle de valeurs et la représentation imagée

Premièrement, la quantification des impacts environnementaux des représentations imagées ici proposées présente des limites. Excepté l'augmentation de l'effet de serre où les données d'inventaire et les résultats d'impact sont communément admis, les données et résultats des deux autres catégories d'impact proviennent d'approximations réalisées pour cet exercice à partir de simplifications et d'hypothèses non présentées sur les cartes de choix. En outre, l'impact sur l'atteinte à la santé humaine ne devrait pas être ramené à l'habitant. L'intérêt de construire un référentiel de comparaison peut être remis en question, notamment si les représentations imagées données sont en partie discutables.

Deuxièmement, l'objectif initial était de faciliter la compréhension du sujet en essayant de concrétiser et de rendre plus parlants les impacts environnementaux. Pour cela, une quantité d'information supplémentaire non négligeable, l'échelle de valeurs et les représentations imagées, est présente sur chaque carte de choix. La première question est de savoir si les enquêtés ont souhaité prendre en compte cette information ou s'ils s'en sont passés. S'ils se sont appuyés sur l'échelle de valeurs et la représentation imagée, alors les enquêtés ont encore plus d'informations à analyser pour effectuer leurs choix. Or la surcharge d'information demande un effort cognitif plus important aux enquêtés, ce qui peut fausser leur jugement [276] et les conduire à effectuer des choix incohérents ou lexicographiques.

Troisièmement, la question se pose de la perception et de l'interprétation par les individus de ces échelles de valeurs et de ces représentations imagées, ainsi que des conséquences sur leurs choix. En effet, si ces référentiels de comparaison se veulent objectifs, ils peuvent difficilement l'être en pratique. La nature des représentations imagées choisies peut potentiellement orienter leurs choix. Cela dépend de la manière dont ils perçoivent ces exemples et surtout de leur sensibilité personnelle. La confrontation entre le choix et la nature des représentations imagées d'une part, et la perception et la sensibilité des individus d'autre part ne sont pas maîtrisables en économie.

Si des moyens seront mis en œuvre au cours de l'enquête pour apporter des éléments de réponses qualitatifs sur ces questions, il faudrait faire appel à d'autres disciplines comme la psychologie comportementale qui sortent de notre champ d'étude pour fournir une réponse plus complète. Pour avoir ce retour qualitatif, des questions supplémentaires liées à la compréhension et la complexité du sujet seront proposées dans la troisième partie du

questionnaire (cf. paragraphes 3-2-1-1 et 3-2-1-3), et le sujet sera abordé dans le débriefing suivant le questionnaire (cf. paragraphe 3-2-4).

3-2-1-2 Version Ex Ante du questionnaire

La mise en œuvre de la MCM est difficilement applicable à des sujets que les individus ne connaissent pas et qui ne leur semblent pas concrets. L'échelle de valeurs et les représentations imagées ont été construites dans le but de concrétiser les impacts environnementaux. Il paraissait donc nécessaire d'apporter de l'information supplémentaire aux enquêtés en leur expliquant, lors de la présentation du sujet d'enquête, les mécanismes d'impact. Ces explications ont pour but, d'une part, de rendre la compréhension des impacts moins complexe et, d'autre part, d'apporter à tous les enquêtés un même niveau d'information quel que soit l'impact. Cependant, la question de l'effet du niveau d'information ou d'une connaissance inégale des impacts environnementaux sur les choix des enquêtés se pose. L'intérêt de cette démarche est en outre de mesurer l'éventuel effet de cet apport d'information sur les enquêtés, et donc d'accepter ou de rejeter l'hypothèse selon laquelle l'arbitrage des individus est influencé par l'information donnée aux individus dans le questionnaire. Dans la pratique de la MCM, les auteurs ne semblent pas porter d'attention particulière à la réception de l'information par les enquêtés. Itsubo [157] par exemple affirme que la problématique du sujet de la MCM est bien comprise, sans pour autant mettre en œuvre des moyens pour tenter de le vérifier.

Afin qu'aucun attribut ne soit désavantagé, l'apport d'information doit concerner l'ensemble des attributs. Pour mettre en œuvre et tester cet apport d'information, les enquêtés sont divisés en deux groupes : l'un qui bénéficie d'explications supplémentaires sur les impacts environnementaux et sur la taxe, appelé le groupe *Ex Ante*, et l'autre, appelé le groupe *Ex Post*, qui n'en bénéficie pas. Quel que soit leur groupe, tous les individus auront des questions relatives à leur niveau d'information et à la difficulté de l'exercice de choix (cf. paragraphe 3-2-1-3).

L'apport d'information pour le groupe *Ex Ante* est inclus dans la présentation générale du sujet, que chacun doit lire individuellement. La présentation de chacun de ces attributs doit être brève et concise pour que l'apport global d'information ne demande pas un effort cognitif excessif aux enquêtés. Car, comme le rappelle Son [276], trop d'informations faussent le

jugement des individus. Chaque catégorie d'impact est décrite en une quinzaine de lignes qui rappellent la définition de l'impact, la substance de référence selon laquelle il est quantifié, ainsi que ses principaux effets. Cette description est suivie d'un schéma simplifié du mécanisme de cause à effet de l'impact. L'attribut relatif au support de paiement, la TEOM, est également défini. Ses modes de calculs et de prélèvement sont expliqués. L'ensemble de ces descriptions sont consultables dans l'Annexe II-6 relative au questionnaire de l'enquête.

Comme pour la représentation imagée, l'information apportée sur les impacts environnementaux de la première partie du questionnaire doivent être objectives, pour ne pas influencer l'individu et le laisser croire qu'un impact est plus important qu'un autre. Néanmoins, cette information doit rester simple et compréhensible pour des individus non avertis. La construction des schémas des mécanismes de cause à effet des impacts est inspirée de ceux présentés dans l'ILCD Handbook [39], recommandation européenne sur la pratique de l'ACV publiée par le JRC. La représentation des mécanismes de cause à effet est en revanche fortement simplifiée pour ne garder que des notions *a priori* connues des enquêtés. Le format imagé de ces schémas est supposé faciliter la compréhension de l'enquête.

Des questions de fond et de forme se posent cependant sur cet apport d'information en amont de l'exercice de choix pour les individus appartenant au groupe *Ex Ante*. Ces questions sont proches, voire identiques pour certaines, à celles soulevées pour les représentations imagées. Il est là encore question d'objectivité et de perception de l'information. Sur le fond, l'information donnée doit et prétend être objective. Mais dans la réalité, si l'intention l'est, le résultat ne l'est pas forcément, comme pour le choix des représentations imagées. Sur la forme, il faut rappeler que l'enquête se déroule non pas en face-à-face mais sous forme de sessions regroupant une dizaine d'enquêtés. La même information doit être délivrée à chaque session. Les enquêtés ne doivent pas communiquer entre eux et ne doivent pas recevoir lors du déroulement de l'enquête d'autres informations que celles émanant du questionnaire. C'est pourquoi les consignes et les explications ne sont pas présentées à l'oral, afin d'éviter des questions impromptues. Il est par conséquent demandé aux enquêtés de lire eux-mêmes la présentation du sujet. On s'assure ensuite que tout le monde a terminé la lecture du sujet pour passer à l'exercice de choix, qui se déroule dans la foulée. L'enquêté ne dispose donc quasiment pas de temps d'assimilation de l'information. On peut, d'une part, se demander si l'individu a le recul nécessaire pour comprendre l'information qu'on lui fournit et, d'autre part, remettre en question cette forme d'éclairage des individus, à savoir une simple lecture

individuelle d'explications sans créer une discussion où chacun peut s'exprimer. Donner une information à un enquêté n'en garantit pas sa maîtrise et sa compréhension.

3-2-1-3 Question sur la difficulté et la compréhension de l'exercice pour les deux versions

Pour répondre aux limites de l'application de la MCM à des impacts environnementaux, à savoir un sujet complexe avec l'implication d'attributs non concrets, deux points ont été travaillés dans le questionnaire : l'apport d'information supplémentaire, pour le groupe *Ex Ante*, et la représentation imagée sur les cartes de choix pour l'ensemble des enquêtés.

Cependant, l'intérêt est également de mesurer l'effet de ces adaptations sur les comportements de choix des enquêtés. C'est pourquoi des questions relatives au processus de choix, à la difficulté de l'exercice de choix, et au sentiment d'être informé sur les impacts environnementaux ont été introduites dans la troisième partie de l'enquête, et soumises à tous les individus. Ces questions sont disponibles dans le questionnaire de l'enquête figurant en annexe II-6. Il aurait été également intéressant, avec le recul, de demander aux individus du groupe *Ex Ante* si la présentation et la description des impacts leur ont apporté des informations nouvelles et leur ont été utiles pour l'exercice de choix. Cette question n'ayant pas été posée dans la troisième partie de l'enquête, elle est abordée lors du débriefing collectif (cf. paragraphe 3-2-4).

Toutes les questions sont des questions fermées : plusieurs réponses sont proposées à l'enquêté, il doit choisir celle qui lui correspond le mieux. Au contraire, les questions ouvertes laissent le champ libre à l'enquêté d'écrire ce qu'il veut en guise de réponse. Dans l'optique d'une intégration de certaines de ces réponses comme variables explicatives du modèle économétrique, les questions fermées ont été retenues car elles sont plus faciles à coder que les questions ouvertes. En revanche, il est possible que l'ensemble des réponses proposées ne corresponde pas à l'enquêté. Le champ de réponse de l'enquêté est limité et contraint pour les questions fermées. Il faut donc veiller dans la construction de l'enquête à proposer une série de réponses si possible cohérentes et exhaustives.

La première question de la troisième partie de l'enquête a pour but de mettre en évidence les préférences et choix lexicographiques chez les individus. En effet, les choix

lexicographiques se retrouvent plus volontiers pour des sujets de MCM demandant un effort cognitif important (cf. paragraphe 2-3-3). La deuxième question porte sur la difficulté de l'exercice de choix. La troisième question concerne l'information sur les impacts environnementaux dans les médias.

Si les réponses à ces questions fournissent dans un premier temps une description de l'échantillon, elles peuvent ensuite être potentiellement des variables explicatives de la probabilité de choix dans le modèle économétrique. Il faut néanmoins rester vigilant sur la fiabilité des réponses obtenues. Celles-ci sont déclaratives, et il existe un écart entre ce que l'individu pense et ce qu'il déclare. En outre, pour la première question, les individus peuvent cocher la manière dont ils pensent avoir effectué leurs choix, ce qui ne correspond pas nécessairement aux choix qu'ils ont faits. Malgré leurs biais, ces questions sont pourtant le seul moyen de recueillir des informations qualitatives sur des variables individuelles pouvant potentiellement influencer les probabilités de choix.

3-2-2 Connaissance des individus et intérêt vis à vis l'environnement

La compréhension des impacts environnementaux ne semble pas uniquement liée à l'information dont dispose l'individu, au travers de l'enquête ou des médias. Elle fait également intervenir les connaissances individuelles. Or la bonne compréhension d'un sujet faciliterait l'arbitrage et réduirait les choix lexicographiques. C'est pourquoi il a été supposé dans le paragraphe 3-1-2 que le niveau de connaissances personnelles sur les impacts environnementaux pouvait jouer de façon significative sur le choix individuel. Pour vérifier cette hypothèse, il faut posséder une variable « niveau de connaissance sur les impacts environnementaux » qui pourra ensuite être testée dans le modèle économétrique.

En complément de la connaissance individuelle sur les impacts, il a été supposé que l'intérêt et la sensibilité à l'environnement d'une manière générale pouvaient aussi être des variables explicatives des choix des individus. Pour rendre compte de cette hypothèse, il faut évaluer dans l'enquête l'intérêt et la sensibilité à l'environnement de chaque individu.

3-2-2-1 Version Ex Post du questionnaire avec questions

La démarche consiste à évaluer les connaissances *a priori* des individus sur les impacts environnementaux de la MCM que sont l'augmentation de l'effet de serre, l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables et l'atteinte à la santé humaine, sans apport d'information supplémentaire dans la première partie de l'enquête donc réservée aux individus du group *Ex Post*.

L'évaluation de ces connaissances se déroule dans la troisième partie du questionnaire, après l'exercice de choix, et a pour but de construire une variable relative au niveau de connaissances individuelles sur les trois attributs environnementaux de l'enquête. Contrairement au niveau d'information et à la difficulté de l'exercice de choix qui ont été évalués par des questions et des réponses déclaratives, il semble préférable de poser des questions, sous forme d'un QCM, pour révéler les connaissances des individus car l'autoévaluation est délicate.

Six questions au total, deux par catégorie d'impact, ont été élaborées pour évaluer cette connaissance. Ce sont toutes des questions à choix multiples et à réponse unique ou multiple. Elles sont disponibles dans l'annexe II-7 relative au questionnaire *Ex Post* de l'enquête. Les barèmes de notation seront définis lors du dépouillement des questionnaires pour obtenir, soit une note globale sur le niveau de connaissance des individus, soit une note par catégorie d'impact, dans le but de construire une ou plusieurs variables « connaissance ».

L'évaluation des connaissances sur les impacts par des questions spécifiques à choix multiples ne souffre pas de biais de déclaration. Cependant, même si les questions proposées constituent un moyen d'approcher le niveau de connaissance des individus sur les attributs-impacts environnementaux de la MCM, d'autres questions auraient été envisageables et n'aboutiraient peut-être pas aux mêmes résultats en termes de niveau de connaissance.

3-2-2-2 Question sur actions et sensibilité à l'environnement

Comme cela a été supposé dans le paragraphe 3-1-2, l'intérêt et la sensibilité peuvent influencer le choix des individus. Ces deux facteurs doivent être mesurés pour construire une ou plusieurs variables dont la significativité sera testée dans le modèle économétrique. L'intérêt et la sensibilité sont supposés être liés aux expériences passées et actuelles de

l'individu, et ne pas être influencés par l'apport d'information supplémentaire. Ils seront donc évalués pour l'ensemble des enquêtés.

L'évaluation est menée dans la troisième partie du questionnaire par l'intermédiaire de trois types de questions déclaratives, avec des réponses fermées. Une première question, inspirée d'une enquête Eurobaromètre sur les attitudes des citoyens européens à l'égard de l'environnement [277], évalue indirectement l'intérêt et la sensibilité que les individus portent à l'environnement au travers d'actions qu'ils ont pu mener au cours du dernier mois en faveur de l'environnement. La seconde question demande directement aux enquêtés leur sensibilité à l'environnement. Ils sont invités à situer leur réponse selon une échelle ordonnée de quatre niveaux allant de « pas du tout sensible » à « très sensible ». Cette seconde question est finalement redondante avec la première, car toutes deux sont censées évaluer l'intérêt et la sensibilité des enquêtés pour l'environnement d'une manière générale. La confrontation des deux réponses lors du traitement statistique des questionnaires devrait permettre de vérifier la cohérence des réponses des individus. Enfin, les enquêtés doivent répondre s'ils ont déjà été soumis à des nuisances causées par des installations de traitement de déchets car il a été supposé que la soumission à des nuisances environnementales peut être un facteur contextuel favorisant la sensibilité environnementale. L'ensemble de ces questions figurent dans l'annexe II-6 relative au questionnaire de la MCM.

La principale limite de ces questions tient au fait que les individus déclarent ce qu'ils veulent. Cela ne correspond pas nécessairement à ce qu'ils pensent et à la façon dont ils agissent dans la réalité. En outre, un biais de « *yeah saying* » peut survenir pour de telles questions qui sous-tendent un jugement moral (« faire attention à l'environnement »). Les individus peuvent être tentés de répondre ce qu'ils pensent être un bon comportement, même s'ils ne le pratiquent pas. Cet effet est cependant atténué par le format d'administration du questionnaire qui n'est pas en face-à-face.

3-2-3 Effet d'apprentissage et de lassitude, stabilité des choix

La complexité du sujet et l'effort cognitif nécessaire à sa compréhension accentuent certaines limites de la MCM comme les choix lexicographiques, les effets d'apprentissage et de lassitude et plus généralement les choix incohérents (cf. 3-1), au regard de la théorie économique standard. Des propositions ont déjà été faites précédemment quant à la construction adéquate du questionnaire pour tenter de réduire la complexité de l'exercice de choix et limiter par conséquent les choix lexicographiques. Ces propositions ont été accompagnées de questions spécifiques dans la troisième partie de l'enquête pour en mesurer les effets. Le format d'administration du questionnaire constitue aussi un moyen de réduire certaines limites de la MCM, comme les effets d'apprentissage et de lassitude, et de vérifier l'effet des adaptations du questionnaire sur la cohérence de choix des individus en testant la rationalité des choix.

3-2-3-1 *Contrôle des effets d'apprentissage et de lassitude*

Pour limiter la surcharge cognitive due à la complexité du sujet de la MCM, et par conséquent l'effet de lassitude, le nombre de cartes de choix a été fixé à cinq par individu. En revanche, l'effet d'apprentissage semble inévitable, étant donné le format des cartes de choix et la quantité d'information qu'il y a à traiter dessus. Ainsi, les individus ne maîtrisent pas toute l'information présente sur les cartes au début de l'exercice et il est possible qu'ils ne fassent pas les choix correspondant à leurs réelles préférences.

Pour justement éviter que les mêmes premières cartes ne soient pénalisées par cet effet d'apprentissage, les cartes de choix ont été distribuées aléatoirement pour chaque individu, à partir d'une routine sous R permettant de procéder au nombre de tirages aléatoires souhaités (nombre potentiel d'enquêtés). Ces tirages aléatoires ont été effectués pour chacun des deux blocs de cartes de choix de la MCM (cf. annexe II-8). L'ordre aléatoire de la présentation des cartes de choix vise donc à lisser les éventuels effets d'apprentissage et de lassitude se produisant au cours de l'exercice de choix.

Il ne faut pas cependant confondre cet effet d'apprentissage avec une violation de l'axiome de symétrie, qui suppose que l'ordre de présentation des cartes n'a pas d'influence sur le choix des individus [263] [187]. L'axiome de symétrie n'est pas respecté lorsque par exemple un échantillon est divisé en plusieurs groupes, chacun avec un ordre de présentation des cartes différent, et que les probabilités de choix sont différentes pour chaque groupe. En

revanche, l'effet d'apprentissage signifie seulement qu'au cours d'un exercice de choix, les premières cartes sont moins bien évaluées que les suivantes. L'effet d'apprentissage peut donc se produire alors que l'axiome de symétrie est respecté.

3-2-3-2 Test de stabilité, un élément de la rationalité des choix

Les hypothèses de la théorie du consommateur supposent que les individus font des choix rationnels et cohérents. En cela, ces choix sont censés être conformes aux axiomes de continuité, de transitivité (cf. paragraphes 2-1-1-1 et 2-3-4) et au principe de stabilité. Evaluer dans quelle mesure les individus ont des choix conformes aux fondements théoriques de la MCM permet à *minima* d'apporter des éléments d'information supplémentaires sur les choix des enquêtés et au mieux de discuter de la fiabilité des résultats obtenus. Des tests statistiques et économétriques existent pour vérifier ces axiomes (cf. paragraphe 2-3-4) mais ils nécessitent d'avoir un nombre suffisant d'enquêtés pour pouvoir différencier l'échantillon en groupes. Or, dans la pratique, le nombre potentiel d'individus à enquêter, une centaine, ne semble pas suffisant pour mettre en œuvre ces tests. Seul le test de stabilité n'impose pas cette contrainte, c'est pourquoi il a été réalisé.

Le test de stabilité mesure une des composantes des choix rationnels et permet de répondre à la question suivante : les préférences des individus sont-elles stables au cours du temps ? La mise en œuvre de ce test s'inspire du travail de thèse de Rulleau [187]. Pour chacun des deux jeux/ blocs distribués aux enquêtés, une carte a été arbitrairement désignée comme la carte « doublon » qui sera présentée deux fois aux individus, à la nuance près que, lors de la deuxième présentation aux enquêtés, les niveaux des attributs sont inversés entre les alternatives A et B, ceci afin de limiter la détection de ce doublon. L'écart entre les deux cartes « doublon » est aléatoire et varie de zéro à quatre cartes (cf. Tableau 9). Le seul cas où la carte répétée se situe juste après la carte initiale correspond en réalité à une erreur de distribution des cartes de choix lors du déroulement de l'enquête.

Tableau 9 : Distribution des écarts entre les cartes « doublon » pour les deux jeux de cartes

Nombre de cartes de choix entre les deux cartes « doublon »	Nombre d'enquêtés
Aucune carte	1
Une carte	22
Deux cartes	33
Trois cartes	21
Quatre cartes	20

Les individus sont considérés comme stables s'ils choisissent sur chaque carte la même alternative, ou instables si leurs choix diffèrent. Dans l'analyse économétrique, la stabilité pourra être testée comme une variable explicative du choix.

La stabilité qui est ici mesurée est supérieure à la stabilité effective. Il est probable que certains individus soient considérés comme stables alors que le même choix pour les deux cartes « doublon » est le fruit du hasard.

3-2-4 Mise en place du Débriefing collectif

N'ayant pu instaurer, faute de temps, un *focus group* et une véritable pré-enquête en amont du lancement de la MCM, la mise en place systématique d'un débriefing collectif après chaque session d'enquête paraissait indispensable. Powe et al. [243] argumentent en outre que l'intégration d'un *focus group* ou d'un débriefing qualitatif à la suite du questionnaire semble essentiel, étant donné les difficultés méthodologiques qui subsistent à évaluer des biens non marchands par des méthodes à préférences déclarées. La mise en place de *focus groups*, selon ces mêmes auteurs, aboutit à une meilleure compréhension du processus de choix des enquêtés et de la façon dont ils perçoivent le bien à évaluer. Les *focus groups* post-questionnaire sont aussi un moyen de connaître l'acceptabilité de la population pour l'utilisation de ce genre de méthodes dans un processus décisionnel.

Le débriefing a été organisé de la façon suivante (cf. annexe II-9 sur l'orientation du débriefing). Dans un premier temps, les individus sont invités à s'exprimer librement sur l'enquête, sur des questions de fond ou de forme. Toute remarque est la bienvenue. Dans un second temps, le débriefing est guidé, si les échanges ne se sont pas créés naturellement lors de l'expression libre, ou si la discussion a dévié de son objectif initial. Dans cette deuxième partie du débriefing, les enquêtés sont successivement interrogés sur :

- le déroulement de l'enquête : la difficulté, la longueur du questionnaire, ... ;
- la représentation imagée, pour les individus du groupe *Ex Ante* uniquement : aide, influence pour l'exercice de choix... ;
- le processus de choix : compréhension/ complexité de la carte de choix, quantité d'information à traiter, choix lexicographiques ;

- leur acceptabilité à l'égard du questionnaire, dans un cadre expérimental (et non pas dans un processus décisionnel).

Pour que ce débriefing soit représentatif de l'échantillon enquêté, il a fallu faire participer un maximum d'individus, en essayant de solliciter individuellement les enquêtés sans pour autant les forcer à répondre s'ils n'y tenaient absolument pas. Dans ce contexte expérimental, le débriefing avait pour but :

- d'obtenir des informations qualitatives supplémentaires à celles recueillies dans la troisième partie du questionnaire, sur le processus de choix et la complexité des impacts environnementaux ;
- de mettre en évidence des limites déjà supposées ou encore non identifiées dans la construction et la mise en œuvre de l'enquête.

Ainsi, le débriefing est supposé apporter des éléments d'information pour éclairer les résultats des analyses statistique et économétrique. De plus, les conclusions du débriefing devraient permettre de proposer des améliorations de construction et de réalisation de la méthode, dans l'hypothèse où une nouvelle version de cette MCM pour les impacts environnementaux serait mise en œuvre.

3-3 Conclusion

L'application de la MCM à des impacts environnementaux a soulevé certaines limites, outre celles inhérentes à la mise en œuvre générale de la méthode. Certaines de ces limites semblant être un problème majeur pour le sujet ont été modifiées. Ainsi, un travail sur la complexité et la compréhension, avec une description supplémentaire des impacts, ainsi qu'un travail sur la représentation imagée sur les cartes de choix et des questions de suivi sur la complexité et le niveau d'information des individus a été effectué. Des questions ont été mises en place dans la troisième partie du questionnaire pour évaluer la connaissance, la sensibilité et l'intérêt à l'environnement des individus. Le questionnaire a été administré de manière à limiter les effets d'apprentissage, de lassitude, et à pouvoir tester une caractéristique de la rationalité des choix. Enfin, un débriefing a été organisé à l'issue de l'enquête pour compléter les informations recueillies dans les questions de suivi (et voir si elles sont cohérentes), et pour éventuellement mettre le doigt sur des problèmes non identifiés. La mise en œuvre de l'enquête permettra de voir, notamment avec ce débriefing collectif, l'efficacité de ces

II-3 Propositions d'adaptation de la méthode

propositions d'améliorations de la méthode pour une adaptation à la monétarisation des impacts environnementaux.

Conclusion

Le deuxième chapitre a, dans un premier temps, dressé un lien entre la valeur économique totale (VET) et les différentes méthodes de monétarisation existantes qui permettent de révéler la valeur d'un bien ou d'un service non marchand par l'intermédiaire d'un prix. Ces méthodes ne font pas toutes appel au même cadre théorique, et n'expriment pas toutes l'intégralité de la VET. L'utilisation de plusieurs méthodes de monétarisation pour différents impacts environnementaux n'est donc pas souhaitée en théorie car, dans ce cas, chaque impact n'est pas monétarisé selon le même périmètre de la VET. C'est pourtant ce qui est traditionnellement réalisé pour la monétarisation des impacts environnementaux, et notamment en gestion des déchets, même si, hormis l'augmentation de l'effet de serre, peu d'impacts tels que l'on entend en ACV sont monétarisés. En réalité, seules les préférences déclarées peuvent capter l'ensemble de la VET d'un bien ou d'un service environnemental, parmi lesquelles se distinguent la méthode d'évaluation contingente (MEC) et les modélisations de choix avec notamment la méthode des choix multiples (MCM). Alors que la MEC considère l'environnement et sa qualité d'une façon globale, comme une unité, la MCM au contraire ne prend pas en compte l'environnement comme un tout, mais comme un ensemble de caractéristiques. La MCM a donc été préférée car elle peut traiter l'environnement de manière multidimensionnelle et donc évaluer simultanément plusieurs impacts environnementaux selon un même cadre d'analyse. Toutefois, cette méthode déjà développée en environnement, notamment pour des problématiques d'aménagement paysager, n'est pas utilisée à notre connaissance pour des problématiques d'impacts environnementaux évalués par ACV (*midpoint*), tels que l'augmentation de l'effet de serre, l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables et l'atteinte à la santé humaine, représentant tous les trois des enjeux environnementaux de la gestion des déchets. L'utilisation de la MCM pour ces impacts environnementaux exige donc d'adapter la méthode afin de la rendre exploitable. Cependant, cette méthode souffre encore actuellement d'un certain nombre de limites, dont certaines sont accentuées par le choix du sujet et des attributs de la MCM mise en œuvre dans cette thèse. Toutes les limites méthodologiques n'ont pas pu être travaillées, seuls les points méthodologiques semblant être un problème majeur pour le sujet ont été modifiés.

Après le cadrage méthodologique de la mise en œuvre de la MCM pour des impacts environnementaux, l'expérimentation est lancée. Les réponses des enquêtés aux questionnaires vont être analysées d'un point de vue statistique et économétrique, afin de déterminer des CAP par catégorie d'impact. Ces résultats devront être interprétés au regard des limites méthodologiques non résolues précédemment évoquées. La réalisation d'une ACV pour différents scénarios de gestion des OMR permettra de boucler ensuite avec les résultats de la monétarisation. Ces derniers fourniront à *minima* des facteurs de pondération pour les impacts environnementaux, qui pourront éventuellement être agrégés ultérieurement.

Chapitre III

Mise en œuvre de l'ACV et de la MCM pour l'estimation des CAP relatifs aux trois catégories d'impacts environnementaux

Introduction

Les éléments de contexte du chapitre premier sur la gestion des ordures ménagères en France a permis de dresser le constat suivant. Alors que les capacités de traitement pour les ordures ménagères résiduelles, majoritairement du stockage et de l'incinération, arrivent à saturation, la situation semble bloquée concernant la construction de nouvelles installations sur le territoire français, en raison de la protestation récurrente de la population. En outre, la réglementation européenne en matière de gestion des déchets ménagers, qui s'est durcie depuis plus d'une dizaine d'années, a contraint les Etats Membres à réduire l'enfouissement de la matière organique, avec la directive décharge [20], et les a incités à avoir une meilleure valorisation matière des déchets organiques, avec la directive 2008/98/CE [15]. De ce fait, les collectivités locales françaises sont confrontées à des problèmes de réduction des quantités produites, d'augmentation des capacités de traitement et d'amélioration de la gestion de la fraction organique. Pour cette dernière, deux grandes tendances se dégagent pour récupérer et valoriser la fraction fermentescible des ordures ménagères (FFOM) tout en diminuant les quantités résiduelles à enfouir ou à incinérer : le traitement mécano-biologique des OMR ou la collecte sélective des biodéchets avec un traitement biologique sur une installation dédiée. Si, comme cela a été vu au chapitre premier, le développement du TMB semble en plein essor, celui de la collecte sélective de biodéchets apparaît comme moins marqué. Ainsi, les collectivités se posent des questions concernant la meilleure alternative de gestion de déchets ménagers résiduels qui soit économiquement, environnementalement et socialement acceptable.

Ainsi, dans la mise en œuvre d'un processus décisionnel relatif à des choix de projets de gestion de déchets, les décideurs publics doivent tendre à la prise en compte des trois critères du développement durable que sont l'économie, l'environnement et le social-sociétal. Dans le cadre de ce travail de thèse, l'accent a été mis sur le volet « environnement » puisqu'entre autres, à l'échelle du département, l'évaluation environnementale est rendue obligatoire lors de la révision des plans départementaux. Pour prendre une décision éclairée, le décideur public doit être en mesure de comprendre et de s'approprier ces résultats d'évaluation environnementale, bien souvent issus d'une ACV et bien souvent multicritères. Comme cela a été rappelé dans l'introduction générale de la thèse, l'enjeu est de proposer des

outils qui ont pour but de faciliter la démarche d'appropriation des résultats par le décideur, mais aussi par la population concernée.

Dans ce contexte, la thèse a été orientée sur l'appropriation des résultats d'ACV par le biais de la monétarisation. Comme cela a été expliqué au cours du chapitre II, plusieurs méthodes de monétarisation existent, mais c'est la méthode des choix multiples (MCM) qui a été retenue car elle semblait la plus appropriée pour monétariser des résultats d'ACV, avec cependant quelques modifications à apporter. Le chapitre trois présente, dans un premier temps, la démarche de mise en œuvre de l'ACV et les principaux résultats obtenus à l'issue de cette évaluation, puis dans un second temps, les résultats de la monétarisation des impacts par MCM.

1- ACV de cinq scénarios de gestion de déchets

Une évaluation environnementale par ACV de scénarios de gestion des OMR a été menée, afin d'obtenir une quantification physique des impacts environnementaux potentiels.

Conformément à la première étape de réalisation de l'ACV, il est d'abord nécessaire de définir les scénarios de gestion de déchets à évaluer, mais aussi les objectifs de cette évaluation. Ensuite, les données d'inventaire, les hypothèses et les limites de modélisation sont expliquées. Le choix de la méthode de caractérisation des impacts, correspondant à la troisième étape de l'ACV, à savoir l'évaluation, y est également présenté. Enfin, une dernière partie est dédiée à l'interprétation des impacts, correspondant à la quatrième et dernière étape de l'ACV. Au cours de cette étape, les résultats d'impacts inter et intra scénarios sont analysés afin de savoir si, d'une part, les résultats sont marqués et contrastés, ce qui permettrait de différencier et de hiérarchiser les scénarios, et, d'autre part, si des tendances se dégagent en termes de couples filière de gestion et types d'impacts les plus forts. L'interprétation est aussi l'occasion de soulever d'éventuelles questions de recherche, en termes d'acquisition de nouvelles connaissances, relatives à la gestion des OMR et la valorisation des sous-produits.

1-1 Définition des objectifs

Cette évaluation environnementale par ACV a été limitée à des scénarios de gestion des OMR, collecte et transport compris, qui proposent un traitement biologique de la FFOM, dédié ou non, avant le traitement ultime par incinération et stockage de la fraction restante (les refus).

1-1-1 Objectif de l'étude et unité fonctionnelle

Le champ d'étude de cette ACV est volontairement restreint à l'évaluation de filières de gestion des OMR, collecte et transport compris, proposant un traitement biologique de la FFOM, dédié ou non. L'ensemble des déchets ménagers n'a pas été pris en compte dans ces ACV, avec notamment l'exclusion des flux d'emballages collectés sélectivement en porte-à-porte ou en apport volontaire, apparaissant comme superflus. Cette échelle d'évaluation ne semblait pas effectivement pertinente au regard de la problématique soulevée dans le chapitre premier, à savoir le choix de traitement des OMR et de leur fraction organique. C'est d'ailleurs pourquoi les scénarios évalués devront proposer au moins un traitement biologique de la FFOM (ou des biodéchets) avant l'incinération ou le stockage, afin de répondre aux recommandations et aux exigences réglementaires européennes des directives 99/31/CE et 200/98/CE. Enfin, en se limitant aux OMR, les déchets verts apportés en déchèterie et traités sur des plates-formes de compostage dédiées sont également exclus du champ de l'étude. Les déchets verts (DV) appartiennent à la catégorie des déchets des ménages, au même titre que les encombrants (cf. Tableau 1 du Chapitre I). La comptabilisation de ce flux de DV semble compliquée. D'une part, il est parfois difficile de différencier dans les tonnages les DV des particuliers, bien inclus dans les déchets des ménages, et les DV produits par les collectivités, exclus des déchets des ménages mais inclus dans les déchets municipaux. D'autre part, il est nécessaire de formuler des hypothèses de calcul supplémentaires concernant le transport de DV des particuliers entre leur domicile et la déchèterie. Mais surtout, ce flux de DV n'entre pas dans le cadre de la problématique de la fraction biodégradable des OMR. Dans l'évaluation qui suivra, les DV sont seulement ajoutés de façon marginale aux flux de FFOM ou de biodéchets en tant que « réactif-structurant ».

Les objectifs de cette évaluation peuvent être analysés sous des angles différents. D'une part cette ACV a des objectifs primaires et intrinsèques à la démarche de l'ACV, comme cela a été détaillé dans le Chapitre I. D'autre part, la réalisation de cette ACV répond également à un objectif secondaire rattaché à l'objectif et au déroulement de la thèse. Concernant les objectifs primaires, la réalisation de l'ACV pour différents scénarios de gestion des OMR intégrant une étape de traitement biologique de la matière organique a pour but de sélectionner, si possible, la meilleure alternative en termes d'impacts environnementaux générés et évités. En outre, cette ACV vise également à identifier les

leviers d'action relatifs à la gestion de la fraction biodégradable des OMR, par le biais notamment d'une meilleure connaissance des procédés de la filière et de leurs impacts. Enfin, en lien avec les objectifs secondaires, l'ACV est intégrée à la démarche exploratoire menée au cours de ce travail de thèse qui vise, dans un premier temps, à produire des résultats d'ACV dont certains seront ensuite réutilisés en monétarisation. A l'issue de la monétarisation, les résultats d'impacts de l'ACV seront pondérés avec les valeurs monétaires obtenues par la méthode des choix multiples, pour voir si ces critères de pondération monétaires déterminés par des préférences individuelles permettent de dégager une tendance en termes de classement des scénarios.

Outre le champ de l'étude et les objectifs, la première étape de l'ACV exige de définir le type et la fonction du système étudié, pour lequel plusieurs alternatives seront ensuite déclinées. La définition du système passe par la construction de l'unité fonctionnelle, semblable pour chaque alternative, qui doit répondre aux trois critères suivants (cf. Chapitre I) : unité de produit, unité de service et unité de temps.

L'unité de produit correspond au flux de référence du système, en l'occurrence les ordures ménagères résiduelles dans ce cas d'étude, qu'elles soient collectées et traitées en un seul flux ou en deux flux comme le montre le schéma de la Figure 39.

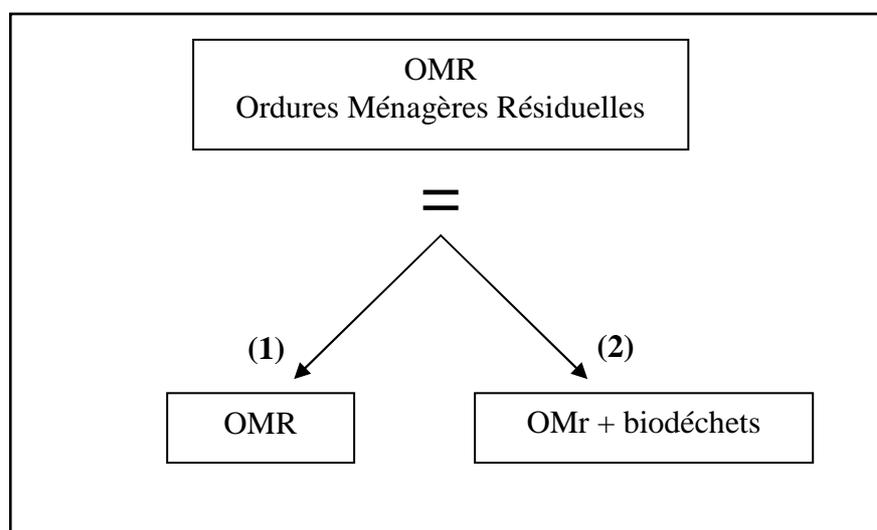


Figure 39 : Flux de référence pour le système étudié

L'option numéro un correspond à une collecte et un traitement classique des OMR, plus communément appelées la « poubelle grise ». L'option numéro deux correspond au cas de la collecte séparative des biodéchets, que les habitants doivent trier dans un contenant spécifique, au lieu de les jeter dans la poubelle grise comme dans le cas numéro un.

L'unité de service décrit la fonction du système. Ici, l'ensemble de la filière de gestion des OMR est concernée. La fonction de référence retenue est donc « Gérer (collecter et traiter) les OMR produites sur un territoire ». Gérer les déchets signifie les collecter aux pas de porte des habitants, les transporter, puis les traiter, et enfin éliminer et/ou valoriser les sous-produits du traitement. Une information sur le territoire a été ajoutée puisque la gestion des déchets ménagers en France est liée à un territoire, à savoir un EPCI en charge de la compétence (cf. Chapitre I), et à la façon dont cette gestion s'organise et se structure au sein de l'EPCI. Le choix s'est arrêté sur une collectivité locale de 100 000 habitants, pouvant correspondre à un assez grand Syndicat Mixte de Collecte et de Traitement des Ordures Ménagères (SMICTOM) ou à une communauté d'agglomération moyenne.

L'unité de temps précise la durée sur laquelle le service est rendu, ou autrement dit sur laquelle la fonction du système s'exerce. Cette durée a été fixée à un an, conformément à ce qui est déjà pratiqué en ACV de gestion de déchets. Cela correspond en outre à la durée sur laquelle le service est généralement évalué (rapports annuels PQS : prix et qualité du service).

Au final, l'unité fonctionnelle choisie combine ces quatre critères : « Gérer la production annuelle d'OMR d'une collectivité locale de 100 000 habitants ». Toutes les alternatives proposées puis évaluées devront répondre à cette même unité fonctionnelle, pour assurer la comparabilité des résultats obtenus (cf. Chapitre I).

1-1-2 Description des scénarios évalués

Conformément au système étudié et aux objectifs de cette ACV, plusieurs alternatives de gestion des OMR incluant une étape de traitement biologique, ont été construites. Quatre scénarios qui peuvent être considérés comme représentatifs des tendances principales en France en matière de gestion de la fraction organique contenue dans les OMR ont été retenues pour la modélisation (cf. Figure 40). Un scénario dit « de référence » a également été modélisé, permettant de comparer les résultats d'impacts des différentes alternatives selon un référentiel commun et connu.

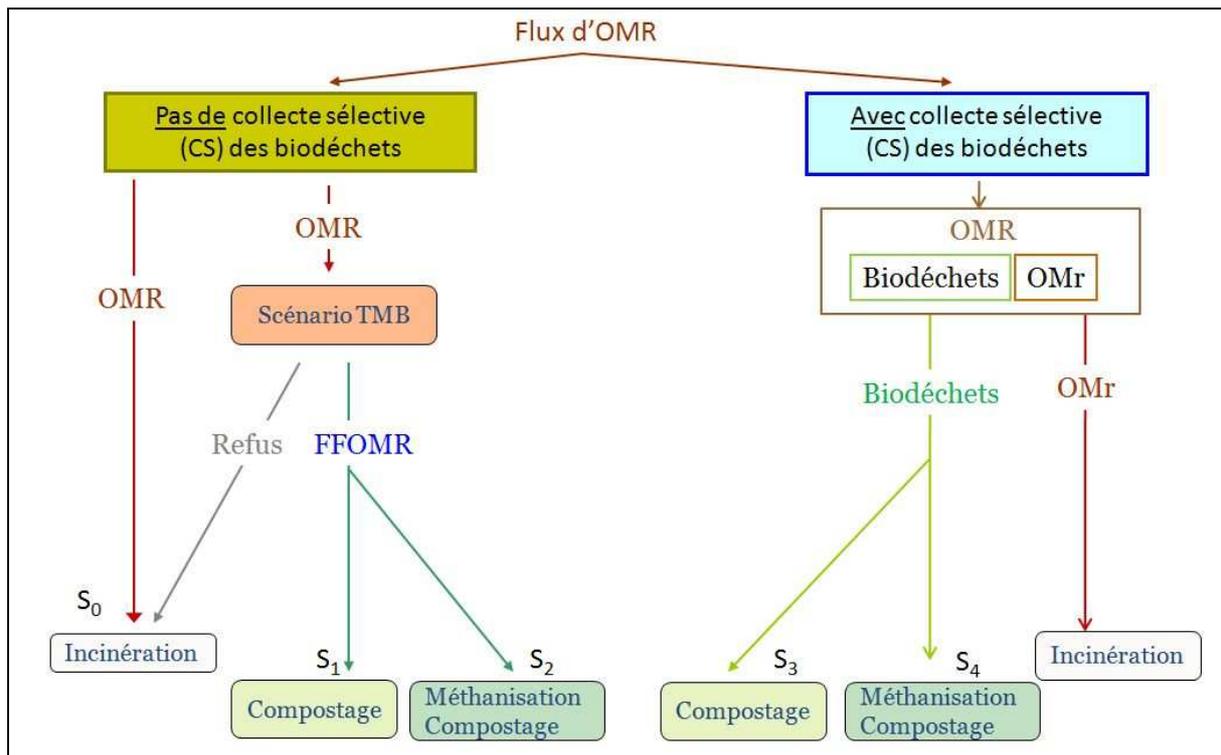


Figure 40 : Présentation des scénarios de gestion des OMR modélisés pour l'ACV

Le scénario de référence, S₀, correspond à un schéma encore classiquement développé en France. Il s'agit de la collecte puis l'incinération de l'ensemble du flux d'OMR produit par la collectivité. Les quatre alternatives avec traitement biologique, de S₁ à S₄, peuvent être classées en deux groupes :

- celles proposant un traitement biologique pour le flux d'OMR : S₁ et S₂. Des traitements mécaniques ont alors lieu en amont et en aval du traitement biologique, afin essentiellement d'extraire la matière organique des OMR, mais aussi d'affiner le compost produit, notamment avec des cribles et des trommels. Les équipements mécaniques comme les tapis sélectionneurs, les overbands et les tables à rebond serviront plutôt à récupérer si besoin les matériaux recyclables présents dans les OMR.
- celles proposant un traitement biologique dédié pour les biodéchets : S₃ et S₄.

Le scénario S₁ est construit autour d'une installation de TMB qui produit du compost, résultant du compostage des OMR, un procédé de dégradation aérobie de la matière organique. Le scénario S₂ est assez proche du scénario S₁ et correspond à l'autre typologie de TMB couramment rencontrée en France. L'étape de traitement biologique du scénario S₂ comporte une étape additionnelle de digestion anaérobie avant le compostage, produisant du biogaz qui fera l'objet d'une valorisation énergétique. Le scénario S₃ comme le scénario S₄

sont construits autour de la collecte séparative des biodéchets, qui sont alors traités sur une installation dédiée. Les ordures ménagères résiduelles réduites ou OMR sur le schéma de la Figure 40, sont collectées et directement envoyées en incinération. Pour le scénario S₃, les biodéchets sont dégradés biologiquement et permettent d'obtenir du compost. Pour le scénario S₄, et de manière analogue au scénario S₂, une étape de méthanisation est insérée avant le compostage, permettant de récupérer à la fois du biogaz et du digestat qui sera composté.

Pour chaque scénario, les refus de traitement sont envoyés en incinération. Le nombre d'alternatives aurait pu être multiplié en testant soit le stockage, soit l'incinération en traitement ultime. Pour des raisons de simplification au regard de la complexité de modélisation des installations de stockage, notamment du fait de la temporalité des émissions difficile à évaluer, l'incinérateur a été utilisé comme seul exutoire final dans ces premières comparaisons de « traitement ultime vs TMB ». Concernant les sous-produits de traitement, la méthanisation produit du biogaz qui sera valorisé en cogénération via une turbine à gaz sous forme de chaleur et d'électricité. Les métaux, ferreux et non-ferreux, sont récupérés et valorisés dans les scénarios S₁ et S₂. Du compost est produit sur chacun des scénarios S₁ à S₄ à partir d'un flux d'OMR ou directement de biodéchets. Enfin, les hypothèses de collecte sont communes à tous les scénarios, avec une particularité pour les scénarios S₃ et S₄ qui ont une collecte sélective de biodéchets. Les hypothèses sur le transport des sous-produits et des refus vers leur site de valorisation ou leur exutoire final respectifs sont aussi communes à tous les scénarios mais les quantités transportées peuvent varier.

L'étape suivante de l'ACV est la phase d'inventaire au cours de laquelle les hypothèses liées à la construction des scénarios ainsi que les données nécessaires à leur modélisation sont détaillées.

1-2 Inventaire et évaluation des impacts

L'objectif de cette partie est de présenter et d'expliquer les principales hypothèses qui ont été retenues pour la construction des scénarios de gestion de déchets et de mettre en œuvre à partir des données d'inventaire l'évaluation quantitative des impacts. Le rappel des hypothèses de calcul permet de mettre en perspective les résultats d'impact. Certains pourront être très dépendants des hypothèses préalablement émises.

1-2-1 Généralités sur les hypothèses

Les principales hypothèses sur les scénarios de gestion de déchets concernent les étapes de traitement des OMR et de gestion des sous-produits. Ce sont les étapes qui, lors de la modélisation, nécessitent de déterminer le plus grand nombre de paramètres. Elles jouent également un rôle prépondérant dans les résultats d'impacts (cf. 1-3) et semblent être en outre les points de la filière qui intéressent le plus les décideurs. Enfin, des hypothèses ont été élaborées concernant la collecte et le transport, mais celles-ci sont moins détaillées car ces étapes apparaissent comme mineures dans la filière au regard des résultats obtenus.

Des hypothèses doivent être posées dans un premier temps concernant la détermination d'un synoptique détaillé, avec les typologies de traitement, mais aussi l'établissement d'un bilan matière pour chaque scénario. La Figure 41 résume les différents types d'hypothèses et de données, liés au traitement des déchets et à la gestion des sous-produits, qui sont à prendre en compte dans la construction des scénarios et la modélisation des impacts.

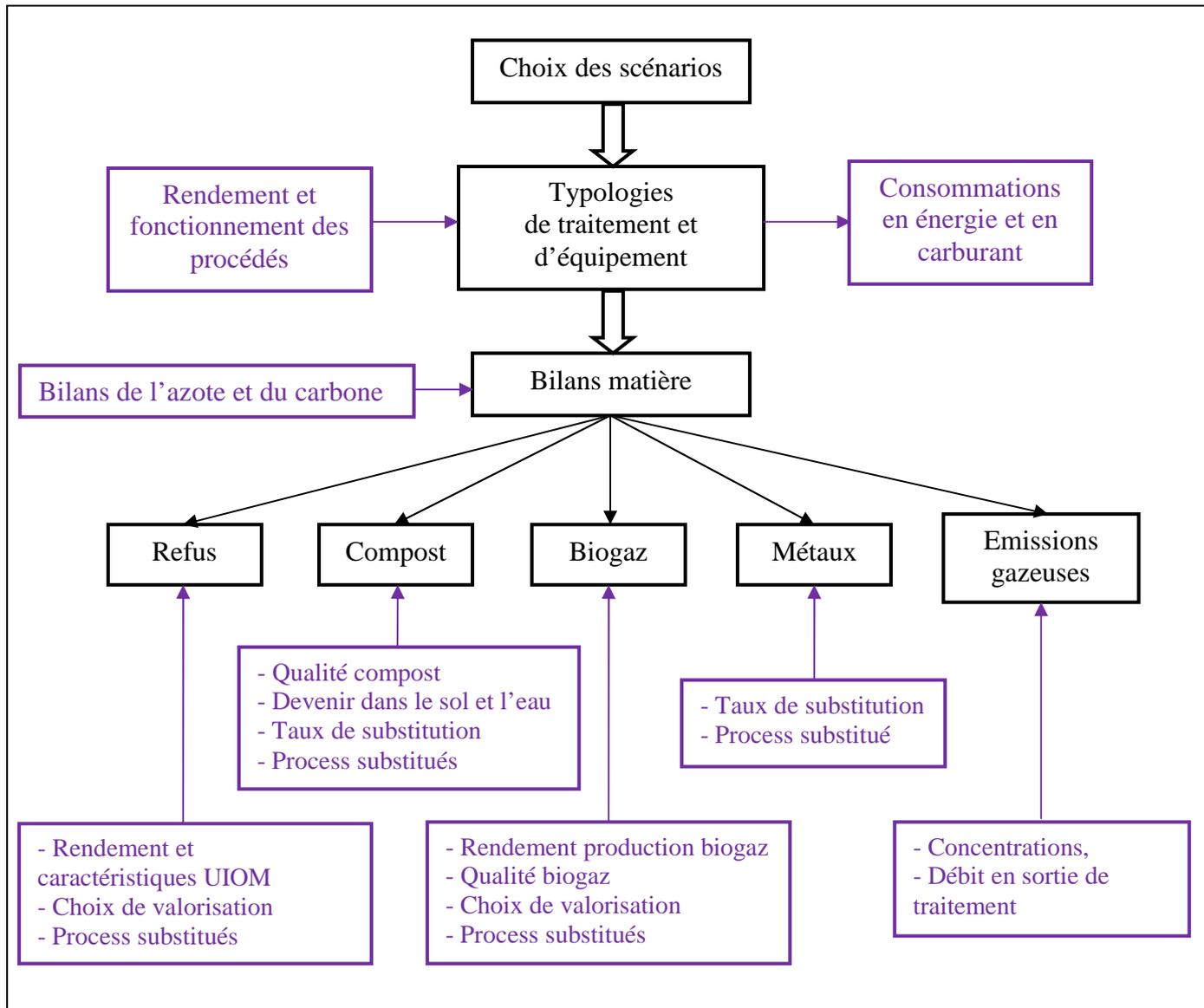


Figure 41 : principaux types d'hypothèses et de données liées aux scénarios modélisés

Les hypothèses de la Figure 41 peuvent être réparties selon plusieurs catégories que sont la typologie des équipements, les bilans matière, et la gestion des sous-produits. Les principales limites de cette modélisation sont présentées dans le paragraphe 1-2-6.

1-2-2 Les typologies de traitement et d'équipement

Les hypothèses rassemblées dans cette catégorie traitent du choix des procédés de traitements mécaniques et biologiques mis en place sur les scénarios, de leur fonctionnement, de leur rendement et de leur consommation en carburant et en électricité.

1-2-2-1 Les traitements biologiques

Bien que le substrat ne soit pas identique d'un scénario à un autre, à savoir des OMR ou des biodéchets avec une proportion variable de DV en tant que structurant, les typologies de traitement ont été choisies à l'identique même si les paramètres de fonctionnement varient d'un scénario à l'autre, comme le montre le Tableau 10.

Tableau 10 : hypothèses sur le choix des procédés de traitement biologique

Procédés de traitement et temps de fonctionnement					
Paramètres	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4	Unité
Méthanisation- Digestion anaérobie					
Process	-	Digesteur vertical	-	Digesteur vertical	-
Temps de séjour	-	18	-	18	jours
Compostage					
Process	Tunnels				-
Fonctionnement annuel	5 250				jrs/semaine jrs/an
Temps de séjour	28	21	28	14	jours
Maturation					
Process	Andains confinés				-
Fonctionnement annuel	5 250				jrs/semaine jrs/an
Temps de séjour	56	28	56	28	jours
Stockage					
Process	Andains air libre couverts				-

Les procédés retenus correspondent globalement aux tendances actuelles de TMB. Ainsi, la méthanisation est réalisée dans un digesteur vertical, en conditions thermophiles. Pour limiter les nuisances et les émissions gazeuses diffuses, le compostage est réalisé en tunnels, et la maturation en andains confinés. Seul le stockage du compost est réalisé sur une dalle de stockage à l'air libre couverte. Les temps de séjour pour le compostage et la maturation ont été déterminés à partir du retour d'expérience sur plusieurs installations et sur l'étude du procédé de compostage. Ce temps de séjour est réduit pour les déchets ayant été méthanisés au préalable.

Les données liées aux rendements et aux taux de dégradation de ces traitements biologiques sont nécessaires à la modélisation. Les chiffres présents dans le tableau de l'annexe III-1 sur les procédés de traitement biologiques correspondent à des valeurs fournies

par des experts en génie des procédés sur le traitement biologique des déchets. Un extrait de ce tableau est présenté ci-après.

Tableau 11 : Extrait du tableau de l'annexe III-1 sur les performances de traitement biologique

Performances des traitements biologiques	
Flux entrants sur les scénarios	
Taux de M.S. (Matière sèche) des Déchets Verts (DV)	50 à 60%
Taux de M.S. des biodéchets	45%
Taux de M.S. des OMR (après tri des refus)	50%
Scénario 1	
Taux de dégradation de la M.S. sur co-compostage/maturation d'OMR	35%
Taux de dégradation de la M.S. sur co-compostage/maturation de DV	10%
Apport structurant DV sur co-compostage-maturation OMR	50% du flux d'OMR
Taux de M.S. dans le compost non affiné	50%

Ce Tableau 11 soulève une remarque majeure concernant les frontières et les flux du système étudié. Le flux de déchets verts (DV) est ici ajouté comme structurant dans chaque scénario. Il est considéré comme réactif dans le système, donc comme un flux élémentaire nécessaire au bon déroulement des étapes de traitement biologique, avec la particularité près que ce flux de DV possède une charge environnementale zéro comme tout flux de déchets qui se destine à être traité dans les ACV de gestion de déchets. Etant considéré comme un flux élémentaire nécessaire au traitement, aucune règle d'allocation, notamment par substitution, n'a été mise en place car ces quantités de DV ajoutés comme structurant peuvent être considérées comme marginales au regard du gisement français global sur les DV. Mais surtout, utiliser les DV en structurant dans les quatre scénarios S_1 à S_4 ne permet pas réellement d'éviter des impacts par exemple liés à leur traitement « classique » en plateformes de compostage de DV, car ces DV auraient été de toute façon traités. Les procédés de traitement étant sensiblement les mêmes entre le compostage de DV et le compostage d'OMR-DV ou de biodéchets-DV, on ne fait en réalité que transférer un flux (les DV) et son traitement d'un système à un autre, en l'occurrence de la filière de gestion de DV vers la filière de gestion des OMR. Malgré l'ajout de ce structurant, la fonction du système étudié demeure inchangée.

Enfin, une dernière série d'hypothèses liées aux consommations en carburant et en électricité des traitements biologiques a été fixée et figure dans l'annexe III-1.

1-2-2-2 Les traitements mécaniques

Les étapes de traitement mécanique concernent dans ce cas d'étude la réception des déchets, ainsi que les étapes de préparation-tri et d'affinage. La réception des déchets sur dalle est le point de départ pour ensuite alimenter en déchets la chaîne de traitement en direction de l'étape de préparation-tri (cf. annexe III-2). Cette étape de préparation-tri a pour objectifs de récupérer les métaux ferreux et non-ferreux, car valorisables, et d'extraire la matière organique du flux de déchets entrant pour la destiner à un traitement biologique. La séparation des flux est essentiellement réalisée grâce à un crible, qui, par la taille de ses mailles, sépare la fraction fine (matière organique essentiellement) de la fraction lourde (les refus). Un overband permet de récupérer les éléments ferreux. Les bilans matière de cette étape de traitement sont présentés dans le tableau ci-dessous pour chacun des scénarios évalués. A l'issue du traitement biologique, une étape d'affinage avec un crible permet de retirer les impuretés dans le compost produit. Les performances de l'affinage sont identiques quel que soit le scénario, comme le montre le Tableau 12.

Tableau 12 : Hypothèses sur les performances des traitements mécaniques

Performances des traitements mécaniques				
	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4
Flux de déchets entrants	OMR		Biodéchets	
Préparation -Tri				
Fraction passante	47%		83%	
Récupération de métaux	3%		< 1%	
Fraction de refus	50%		16%	
Affinage				
Fraction passante	67%			
Fraction de refus	33%			

L'ensemble des éléments liés aux consommations énergétiques de ces traitements mécaniques figurent dans l'annexe III-2.

1-2-2-3 Le traitement des émissions gazeuses

Les émissions gazeuses issues du traitement biologique des déchets sont captées et acheminées vers un traitement des gaz, composé d'un laveur et d'un biofiltre, ce dernier relarguant les gaz en partie épurés vers l'atmosphère. Les hypothèses concernant les consommations énergétiques du traitement des gaz sont présentées dans le Tableau 13.

Tableau 13 : Hypothèses de consommation des équipements de traitement des gaz

Consommation énergétique du traitement des émissions gazeuses					
	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4	Unité
Type de traitement	Biofiltres et laveurs				-
Consommation traitement	25				kWh/m ³ /h
Consommation électricité	2,29. 10 ⁶ MJ/an	2,70. 10 ⁶ MJ/an	7,71. 10 ⁵ MJ/an	9,86. 10 ⁵ MJ/an	MJ/an

D'autres hypothèses ont dû être établies afin de modéliser ces émissions gazeuses (cf. Tableau 14). Celles-ci concernent notamment le débit d'air capté sur l'installation, le rendement du laveur pour l'ammoniac ainsi que des valeurs seuils de concentrations pour les poussières et l'H₂S, faute d'avoir trouvé des taux d'abattement.

Tableau 14 : Performances de traitement des émissions gazeuses

Performances de traitement des émissions gazeuses					
	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4	Unité
Débit d'air capté	10 000				m ³ /t/an
Temps de fonctionnement	8 760				h/an
Volume d'air traité	$\frac{\text{Débit d'air capté} \times \text{Tonnage entrant en compostage - maturation}}{\text{Temps de fonctionnement}}$				m ³ /h
	25 430	30 050	8 560	10 960	m ³ /h
Taux d'abattement NH ₃	95%				-
Valeur seuil H ₂ S (Réglementation allemande)	0,005				g/m ³
Valeur seuil poussières	0,01				g/m ³
CO ₂ biogénique Pas d'abattement	90% du carbone biogénique émis en compostage-maturation				-
	4,29.10 ⁶	4,29.10 ⁵	2,61. 10 ⁶	2,31.10 ⁵	kg/an
CH ₄ biogénique Pas d'abattement	10% du carbone biogénique émis en compostage-maturation				-
	1,73. 10 ⁵	1,73. 10 ⁴	1,05.10 ⁵	9,33.10 ³	kg/an

En outre, devant la difficulté de paramétrer le débit d'air capté au niveau des étapes de traitement biologique (et parfois traitement mécanique), la valeur moyenne de 10 000 m³ d'air par an et par tonne de déchets traités a été retenue, après avis d'experts sur le sujet. Le taux d'abattement de l'ammoniac est issu de valeurs de la littérature, alors que les valeurs limites pour l'H₂S et les poussières proviennent de la réglementation allemande sur les émissions gazeuses d'installations de traitement biologique des déchets [28]. Enfin, les traitements proposés ne permettent pas de réduire les émissions de carbone, sous forme de CO₂ ou de CH₄. Les quantités et proportions proposées ont été déterminées dans le bilan sur le contenu carbone des déchets (cf. partie 1-2-2-3).

1-2-3 Les principaux bilans de flux

Les principales hypothèses sur les performances des différentes étapes de traitement des déchets précédemment déterminées, des hypothèses sur le devenir des éléments azote et carbone ont servi à dresser le bilan matière des scénarios évalués.

1-2-3-1 Bilan matière

Les bilans matière sont présentés schématiquement pour chaque scénario, hormis le scénario de référence. Les calculs détaillés de ces bilans figurent dans l'annexe III-3.

Les principales caractéristiques du scénario S₁ sont un traitement unique pour l'ensemble du flux d'OMR par TMB, équipé d'étapes de compostage-maturation. Les DV sont ajoutés comme structurant à hauteur de 50% du flux de déchets résiduels. 10 000 tonnes de compost sont produites avec ce scénario (cf. Figure 42).

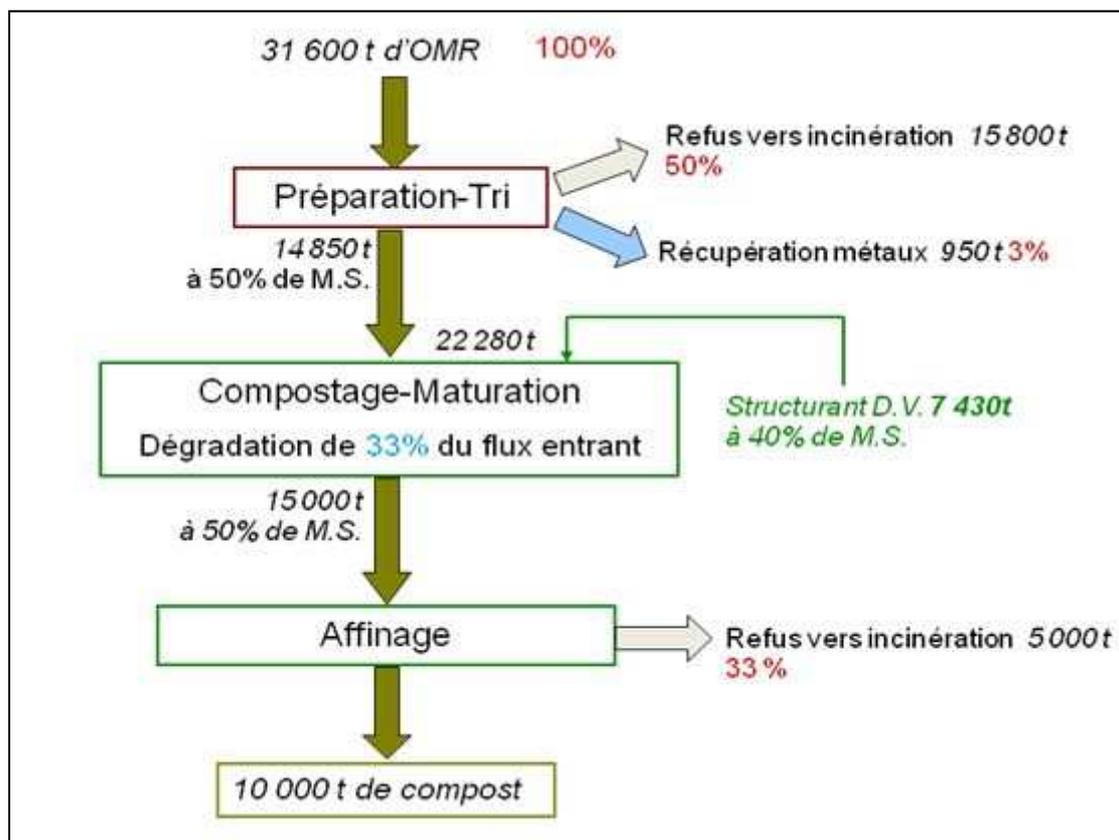


Figure 42: Bilan Matière du Scénario S₁ : TMB-Compostage sur OMR

Par comparaison au scénario S₁, le scénario S₂ intègre une étape de digestion anaérobie en amont des étapes de compostage-maturation. Les DV sont ajoutés comme structurant à hauteur de deux tiers de la quantité de digestat produite. 13 160 tonnes de compost sont produites avec ce scénario (cf. Figure 43).

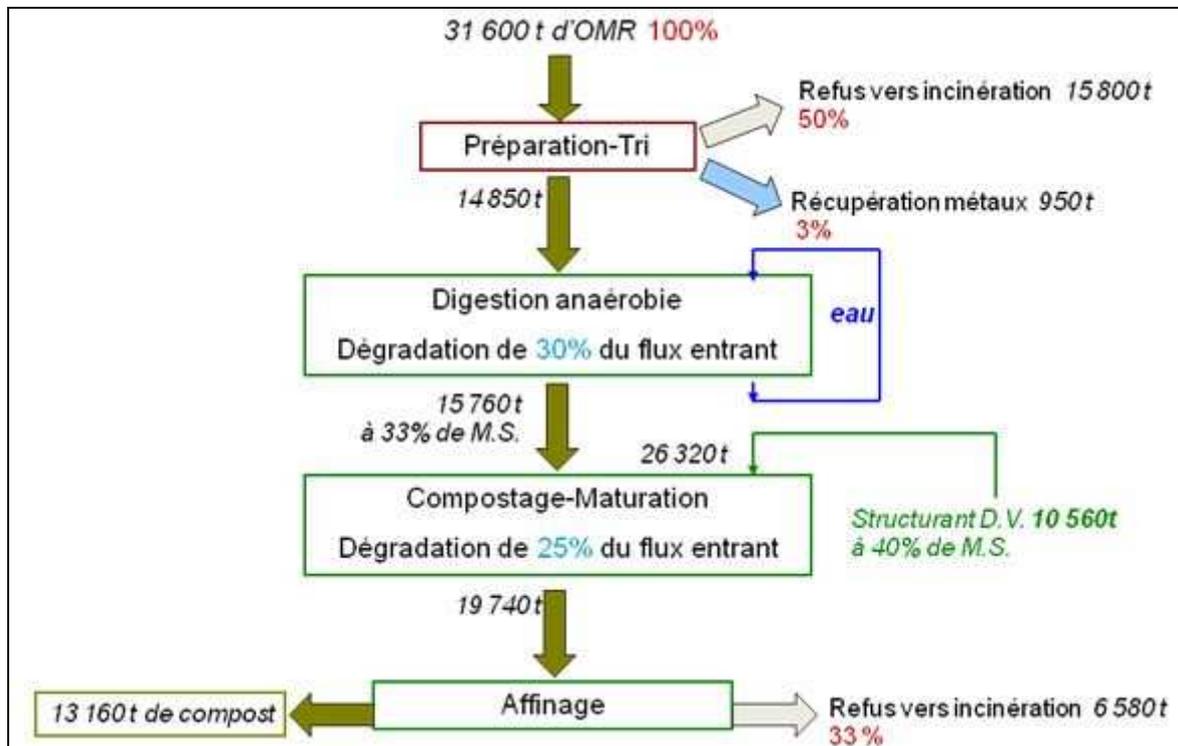


Figure 43 : Bilan Matière du Scénario S₂ : TMB-Méthanisation-Compostage sur OMR

Le scénario S₃ procède à une collecte sélective des biodéchets, envoyés sur une installation de traitement biologique par compostage-maturation. Des DV sont également ajoutés comme structurant à hauteur de 50% du flux sortant de l'étape de préparation-tri, permettant de produire 3 440 tonnes de compost (cf. Figure 44). Les OMr « réduites » sont directement envoyées en incinération.

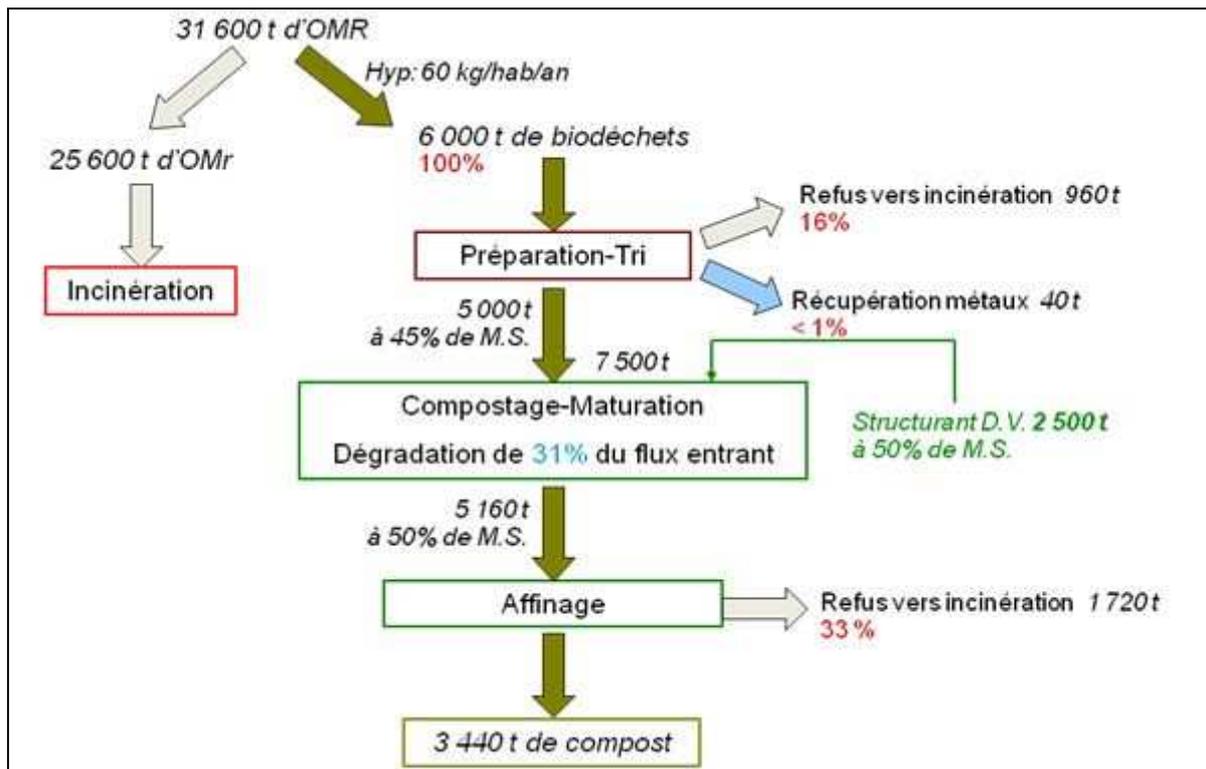


Figure 44 : Bilan Matière du Scénario S₃ : CS de biodéchets-Compostage sur déchets

Le scénario S₄ est proche du scénario S₃, au détail près qu'une étape de digestion anaérobie est ajoutée en amont de la phase de compostage-maturation. Des DV sont également ajoutés en digestion anaérobie comme structurant à hauteur de 90% environ du flux sortant de l'étape de préparation-tri. Au total, 3 570 tonnes de compost sont produites (cf. Figure 45).

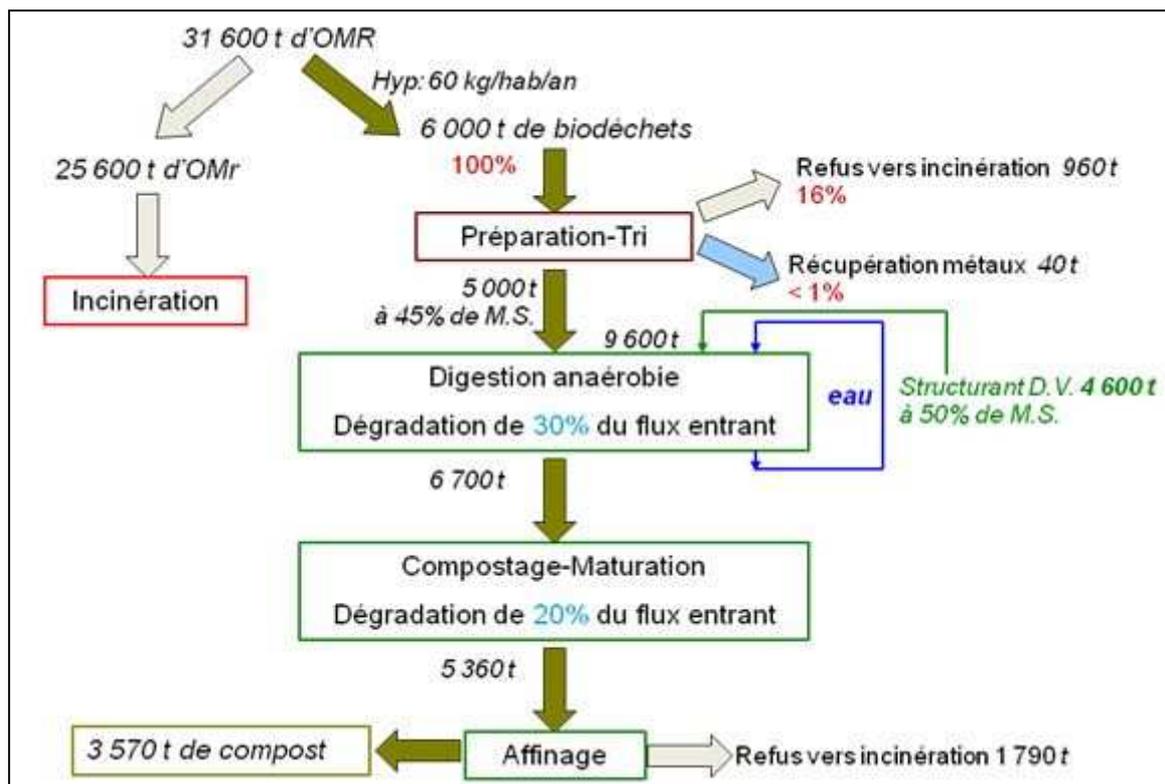


Figure 45 : Bilan Matière du Scénario S₄ : CS de biodéchets-Méthanisation-Compostage sur déchets

1-2-3-2 Bilan sur le contenu carbone

La composition des déchets n'a pu être prise en compte tout au long de la chaîne de tri et de traitement, hormis pour la caractérisation des OMR entrantes dans l'installation considérée comme moyenne au regard du MODECOM (méthode de caractérisation des ordures ménagères). Cependant, le contenu carbone des déchets et son devenir tout au long de la chaîne de tri et de traitement ont pu être approchés. Pour cela, il faut dans un premier temps déterminer la teneur en carbone du déchet entrant, en carbone fossile et en carbone biogénique. Pour les OMR, un contenu de 156 kg C_{bio}/t et de 67 kg C_{foss}/t sont communément admis. En outre, pour les scénarios S₃ et S₄, il a été supposé que la moitié du carbone biogénique se retrouve dans les biodéchets, et que l'autre moitié reste dans la fraction résiduelle destinée à l'incinération.

Ensuite, des hypothèses théoriques ont été mises en œuvre pour le devenir du carbone biogénique et du carbone fossile au cours du traitement des déchets. Celles-ci sont parfois simplistes, faute d'avoir un consensus sur le sujet, et auraient mérité de faire l'objet d'analyses de sensibilité. Le carbone fossile se retrouve dans les déchets incinérés quel que

soit le scénario. Les hypothèses concernant le devenir du carbone biogénique au cours des différents traitements biologiques des déchets sont représentées sur la Figure 46.

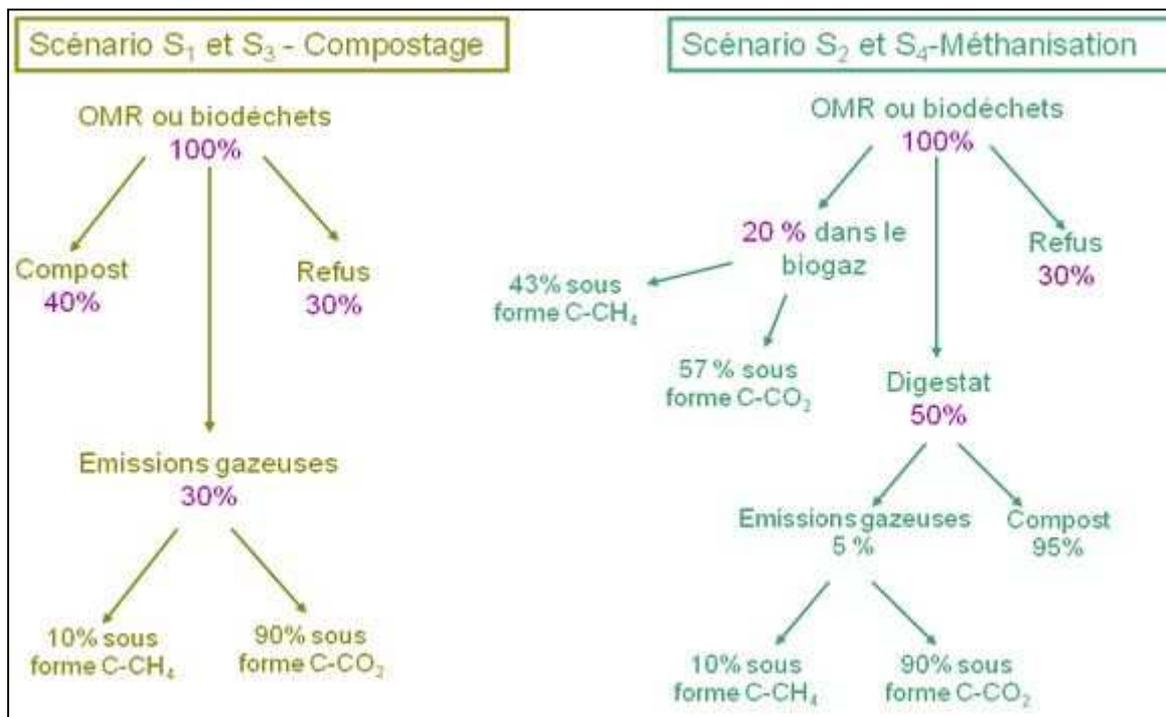


Figure 46 : Hypothèses de répartition du carbone biogénique

1-2-3-3 Bilan sur le contenu azote

Une tentative de bilan sur le contenu azote a également été réalisée pour les quatre scénarios S_1 à S_4 , en partant de la teneur de 11g N/ kg d'OMR issue du dernier MODECOM [12]. Il a en outre été supposé pour les scénarios S_3 et S_4 que les biodéchets ont une teneur en azote bien plus élevée que la fraction résiduelle destinée à l'incinération (les OMr). A ce titre, il a été considéré de manière arbitraire que la moitié du contenu total en azote se trouve dans le flux de biodéchets et l'autre moitié dans la fraction résiduelle (cf. annexe III-4). Cette répartition conduit à des teneurs en azote pour les biodéchets et les OMr de respectivement 29 g/kg et 7g/kg.

L'intérêt *a priori* de construire un bilan azote est double. D'une part, cela permet de vérifier que le bilan est bouclé, ce qui évite par conséquent des erreurs de création ou de disparition de la matière. D'autre part, ce bilan constitue une démarche préalable à la différenciation des différentes formes d'émissions gazeuses de l'azote lors du compostage de déchets (cf. annexe III-4) et lors de l'épandage du compost (cf. annexe III-8). Mais ce bilan souffre de plusieurs lacunes. Concernant la teneur en azote des différents flux de déchets, une

analyse de sensibilité sur ce paramètre aurait permis de mesurer les conséquences, en termes de résultats d'impacts, d'un choix de valeur plus élevée ou plus faible. En outre, l'absence de prise en compte du contenu en azote des DV structurants éloigne ce bilan de la réalité. Concernant le devenir de l'azote, sous formes d'émissions gazeuses et aqueuses, les hypothèses retenues (cf. annexes III-4 et III-8) auraient mérité d'être plus largement discutées, même s'il n'existe pas de consensus à ce sujet. Les émissions de N₂O n'ont par ailleurs pas été modélisées au regard des résultats de certains travaux [278], mais cette hypothèse reste discutable. Enfin, de manière générale, il faudrait aussi pouvoir distinguer de manière plus précise le devenir de l'azote dans les flux de déchets ainsi que dans les émissions gazeuses en fonction du traitement biologique principal, à savoir le compostage ou la digestion anaérobie. Ainsi, une étape de digestion anaérobie n'abat pas le contenu azote des déchets mais a en revanche tendance à le minéraliser. Tout cela nécessite d'avoir des données robustes et faisant consensus.

1-2-4 La qualité, la valorisation et la substitution des sous-produits

Les hypothèses de modélisation de la filière concernent essentiellement le traitement des déchets, et ont été abordées dans la partie précédente, mais aussi la gestion et la valorisation des sous-produits. Outre la fonction principale de « gérer des OMR », les installations de traitement répondent également à des co-fonctions de production matière et/ou énergie. Or ces co-fonctions ne sont pas identiques entre les scénarios. Pour maintenir une comparabilité entre les scénarios au regard de l'UF, des règles d'allocation sont mises en place. En ACV de gestion de déchets, l'allocation par extension des systèmes est généralement la plus pratiquée (cf. Chapitre I). C'est ce choix d'allocation qui a été retenu, en soustrayant les impacts des process substitués à ceux des process « co-fonctionnels ». Ainsi, pour chaque type de sous-produit, métaux, refus, compost et biogaz, les hypothèses sur leur qualité, le choix des process substitués et du taux de substitution ont été déterminées.

1-2-4-1 Les métaux

Les installations de traitement mécano-biologiques sont équipées de dispositifs permettant de récupérer les métaux encore présents dans le flux d'ordures ménagères résiduelles (cf. partie 1-2-2-2). Cela est aussi valable, mais dans une moindre mesure, pour les scénarios avec traitement biologique des biodéchets. Des hypothèses ont été formulées

concernant, d'une part, la répartition des métaux captés entre les ferreux et les non-ferreux et, d'autre part, les taux de substitution ainsi que le choix des process substitués pour ces métaux. Ces hypothèses sont présentées dans le Tableau 15. Elles permettent ensuite d'établir un bilan matière relatif à la récupération et à la substitution des métaux pour chaque scénario (cf. annexe III-5).

Tableau 15 : Hypothèses sur la récupération des métaux

Récupération et valorisation des métaux ferreux et non-ferreux	
Paramètres	Hypothèses retenues
Fraction de non-ferreux (aluminium) dans les métaux	10 %
Fraction de ferreux dans les métaux	90 %
Taux de substitution de l'aluminium	50 %
Taux de substitution des métaux ferreux	50 %
Process d'aluminium substitué	DE : Aluminium sheet mix (base de données ELCD/PE)
Process de fer substitué	RER : Iron scrap, at plant (base de données EcoInvent)

En toute rigueur, la récupération des métaux devrait aussi avoir lieu pour le scénario de référence S₀, lors de l'incinération du flux d'OMR dans lequel se trouvent encore des métaux comme pour les scénarios S₁ et S₂. Or le recours au module incinération « RER : municipal waste » de la base de données ELCD/PE-GaBi, dans la version 4.0 de GaBi, ne permet pas de répondre à cette question¹³. L'analyse des résultats dans la partie 1-3 permettra de constater si cette négligence a une importance significative dans les niveaux d'impacts obtenus.

1-2-4-2 Les refus et autres déchets incinérés

Les refus de traitement, au même titre que les OMR du scénario de référence ou les OMr des scénarios S₃ et S₄, sont incinérés. Or le module incinération utilisé « RER : Municipal Waste » dans la version 4.0 de GaBi est paramétré pour une certaine composition de déchets, qui est rappelée dans l'annexe III-6. Il n'est malheureusement pas possible de faire varier les performances de l'incinérateur selon la composition du déchet entrant. Ces performances sont donc identiques quel que soit le flux, OMR, OMr ou refus, dans ce cas

¹³ En revanche, dans la nouvelle mise à jour de Gabi, le module incinération semble inclure la récupération de métaux et leur substitution : http://gabi-dataset-documentation.gabi-software.com/xml_data/processes/4f13502c-8324-438c-9ae6-7ba2a1cf4bc2_05.00.000.xml

d'étude (cf. Tableau 16), et n'ont pas été modifiées par rapport au process original ce qui représente une limite importante.

Tableau 16 : Hypothèses de valorisation et de substitution liées à l'incinération

Performances de l'incinérateur et process substitués	
Paramètres	Valeurs (identiques pour chaque scénario)
Production de vapeur pour 1t de déchets traités	4 701 ,2 MJ
Production d'électricité pour 1t de déchets traités	244,51 MJ
Rendement vapeur-chaleur	95 %
Production de chaleur pour 1t de déchets traités	4 466,2 MJ
Process de production d'électricité substitué	Mix moyen énergétique français « FR : power grid mix », base de données PE-GaBi
Process de production de chaleur substitué	Production de chaleur à partir d'une chaufferie bois - « CH : wood chips, from industry, mixed, burned in furnace, 1000 kW » , base de données EcoInvent - « CH: heat, mixed chips from industry, at furnace, 1000 kW », base de données EcoInvent.

L'incinérateur sélectionné fonctionne en cogénération, comme la plupart des incinérateurs en France. La vapeur produite lors de la combustion des déchets est valorisée sous forme de chaleur et d'électricité. Pour cette substitution énergétique, la question est de savoir s'il y aurait une autre installation, et si oui laquelle, si l'incinérateur n'était pas là, pour produire de la chaleur et de l'électricité. Ce type de raisonnement appartient à l'approche conséquentielle de l'ACV, qui vise à s'interroger sur les conséquences que peut engendrer le système étudié sur les autres systèmes. Dans le cas particulier de la substitution de co-fonctions, cela revient à se demander ce qui se passerait en l'absence de ces co-fonctions.

Il est supposé que la chaleur produite, généralement utilisée pour les réseaux de chauffage urbain, provient d'une chaufferie bois collective en l'absence d'incinérateur.

L'hypothèse a été faite que le surplus d'électricité produit se substitue au kWh produit par le mix moyen français. Il conviendrait de tester au moins une autre hypothèse de substitution, comme par exemple la substitution à la production électrique de pointe, en l'occurrence du charbon. Cela signifie dans ce cas qu'un apport marginal d'électricité dans le réseau n'a pas d'influence sur la production de base (du nucléaire), mais qu'il permet de réduire la production de pointe la plus polluante, à savoir la production d'électricité à partir de charbon. Si par contre nous considérons que cet apport marginal n'a aucune influence sur le réseau et la production, aucune substitution ne sera modélisée.

Le reste des paramètres liés aux consommations, émissions et production de flux de l'incinération sont disponibles dans le dernier tableau de l'annexe III-6.

1-2-4-3 Le biogaz

Le biogaz produit par les scénarios S₂ et S₄, comportant une étape de digestion anaérobie, est transformé par une turbine à gaz en chaleur et en électricité. Si la cogénération ne fonctionne pas ou si la production est trop importante, une partie de ce biogaz peut alors être brûlée en torchère. Il a été supposé qu'en moyenne 2% du biogaz est brûlé en torchère, les 98% restant étant destinés à la cogénération (cf. Tableau 17). Les émissions liées au process de cogénération, les ratios de production chaleur/électricité, ainsi que le choix des process substitués figurent dans le tableau ci-dessous.

Tableau 17 : hypothèses de valorisation et de substitution du biogaz

Hypothèses sur la cogénération et la substitution du biogaz	
Paramètres	Valeurs (identiques pour les deux scénarios)
Quantité de biogaz brûlé en torchère pour 1Nm ³ de biogaz produit	0,02 Nm ³
Quantité de biogaz allant en cogénération pour 1Nm ³ de biogaz produit	0,98 Nm ³
Production d'électricité pour 1 Nm ³ de biogaz produit	7,123 MJ
Production de chaleur pour 1 Nm ³ de biogaz produit	12,253 MJ
Process de cogénération	« CH: biogas, burned in cogen with gas engine », base de données Eco Invent.
Emissions de CO ₂ pour 1Nm ³ de biogaz produit	1,8602 kg
Emissions de CO pour 1Nm ³ de biogaz produit	1,07.10 ⁻³ kg
Emissions de CH ₄ pour 1Nm ³ de biogaz produit	5,12.10 ⁻⁴ kg
Emissions de NO _x pour 1Nm ³ de biogaz produit	3,34.10 ⁻⁴ kg
Emissions de N ₂ O pour 1Nm ³ de biogaz produit	5,57.10 ⁻⁵ kg
Emissions de NMVOC pour 1Nm ³ de biogaz produit	4,46.10 ⁻⁵ kg
Emissions de SO _x pour 1Nm ³ de biogaz produit	4,68.10 ⁻⁴ kg
Process de production d'électricité substituée	Mix moyen énergétique français « FR: power grid mix », base de données PE-Gabi
Process de production de chaleur substituée	Production de chaleur à partir d'une chaudière gaz industrielle - « RER: natural gas, burned in industrial furnace, >100kW » (données Eco Invent) - « RER: heat, natural gas, at industrial furnace, >100kW » (données Eco Invent)

Les rendements de production et les émissions de la cogénération sont issus du process de la base de données EcoInvent et n'ont pas été paramétrés. En revanche, les émissions de combustion du biogaz en torchère ne sont pas issues des bases de données et ont été paramétrées comme le montre l'annexe III-7. Les bilans des consommations et des émissions pour les scénarios S₂ et S₄ figurent également dans l'annexe III-7.

Enfin, comme le montre le Tableau 17, la chaleur et l'électricité produites par cogénération ont été substituées respectivement à de la chaleur produite par une chaudière gaz et à de l'électricité provenant du mix moyen français. On se retrouve dans un cas identique à celui de la substitution énergétique du module incinération.

1-2-4-4 Le compost

Le compost, produit dans des quantités variables sur les quatre scénarios, est épandu sur des terres agricoles. L'hypothèse a été posée de substitution en partie à l'utilisation d'engrais minéraux. Plusieurs types d'hypothèses ont dû être formulés concernant les différentes étapes liées à la valorisation du compost par épandage.

Dans un premier temps, il faut déterminer une qualité pour le compost. Celle-ci est identique pour chaque scénario, car il n'a pas été possible de paramétrer la qualité des déchets, et elle est supposée être conforme à la norme NFU 44 051. La composition de ce compost est présentée dans l'annexe III-8 :

- les teneurs en éléments traces métalliques (ETM) et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont issues d'une série de mesures réalisées sur un compost de TMB.
- les teneurs en azote (N), phosphore (P), et potassium (K) sont issues de la bibliographie [279].

Les émissions de combustion lors de l'épandage sont fixées par le choix d'un process d'épandage dans la base données EcoInvent, en l'occurrence « *CH : solid manure loading and spreading, by hydraulic loader and spreader* » (cf. Annexe III-8).

La question du devenir des éléments présents dans le compost est toujours actuellement en suspens car la réponse dépend très fortement des conditions pédo-climatiques, parfois très hétérogènes au sein d'une même zone géographique, même à petite échelle, pour les phénomènes de volatilisation, accumulation, lessivage ou ruissellement. Des hypothèses ont été posées après dires d'experts et examen de la littérature concernant le devenir de l'azote, du phosphore et des autres éléments lors de l'épandage du compost :

- les (ETM) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) s'accumulent dans le sol (leur spéciation étant difficile à déterminer) ;
- le bilan du phosphore [280] est représenté sur un schéma de l'Annexe III-8 ;
- le bilan de l'azote est également représenté sur un schéma de l'Annexe III-8.

Enfin, la question de l'intérêt de l'épandage du compost se pose. A-t-il pour but :

- d'assurer bon gré mal gré des débouchés à la production de compost d'ordures ménagères ?

- de permettre aux agriculteurs de réduire l'utilisation d'engrais minéraux par l'utilisation de ce compost ?
- d'améliorer et de restructurer la qualité des sols agricoles ?

Dans une approche conséquentielle de l'ACV, il faudrait connaître les pratiques des agriculteurs en l'absence d'épandage de compost, et leurs pratiques avec épandage de compost, pour pouvoir établir ensuite un différentiel en termes d'impacts entre les deux situations.

Dans le cadre de ce travail, il a été simplement supposé que le compost épandu se substitue en partie à l'utilisation d'engrais minéraux, avec un taux de substitution arbitraire à hauteur de 50% (cf. Tableau 18). Les autres hypothèses concernant la nature et la qualité des engrais substitués, ainsi que le choix des process de production des engrais substitués sont rassemblées dans le Tableau 18 ci-dessous. Les bilans matière des quantités d'engrais évités pour chaque scénario sont disponibles dans l'annexe III-8 de ce chapitre.

Tableau 18 : Hypothèses de substitution du compost par des engrais

Hypothèses de substitution du compost par des engrais	
<i>Paramètres</i>	<i>Valeurs retenues</i>
Taux de substitution N, P et K	50%
Production évitée d'engrais azoté	5 kg/t de compost
Production évitée d'engrais P ₂ O ₅	2 kg/t de compost
Production évitée d'engrais K ₂ O	3 kg/t de compost
Process de production d'engrais azoté	« RER: ammonium nitrate, as N, at regional storehouse »
Process de production d'engrais P ₂ O ₅	« RER: triplesuperphosphate, as P ₂ O ₅ »
Process de production d'engrais K ₂ O	« RER: potassium nitrate, as K ₂ O, at regional storehouse »

Comme le montre le Tableau 18, la substitution du compost par des engrais minéraux est incomplète. En effet, seuls les impacts liés à la production d'engrais sont comptabilisés. Le transport et l'épandage des engrais, ainsi que leur devenir dans le sol n'ont pas été pris en compte, faute de connaissance à ce sujet, comme le montre le dernier schéma de l'annexe III-8. Les résultats d'impact devront être mis en perspective par rapport à cette limite.

1-2-5 La collecte et le transport

Les parties collecte et transport de la filière ne se sont pas avérées comme déterminantes en termes d'impact lors de la première évaluation des scénarios ; elles n'ont donc pas été modélisées dans le détail. Cependant, la modélisation de ces modules, même simplifiée repose sur un certain nombre d'hypothèses qui sont regroupées dans l'annexe III-9.

1-2-6 Evaluation des impacts

L'évaluation des impacts se déroule en trois étapes : la sélection des impacts à évaluer, la classification et la caractérisation des impacts (cf. Chapitre I). La méthode de caractérisation *midpoint* CML 2001- version 2009 a été retenue, et l'ensemble des catégories d'impacts qu'elle caractérise, au nombre de dix, ont été évalués. Seul l'impact sur l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables (ADP) a été caractérisé avec la version antérieure de CML 2001, la version de 2007, car un seul indicateur pour l'épuisement des ressources était souhaité lors de la mise en œuvre de la méthode de monétarisation. Exprimé en kg équivalent antimoine (Sb), cet indicateur regroupe aussi bien les fossiles que les minerais, et facilite l'inclusion de cet impact dans la méthode de monétarisation des choix multiples. En effet, la version 2009 distingue les ressources fossiles des minerais. Elle exprime les minerais en kg eq. Sb et les ressources fossiles en MJ. La classification et la caractérisation des impacts sont réalisées par le logiciel d'ACV une fois que la méthode de caractérisation a été choisie.

Le choix d'une méthode de caractérisation *midpoint* s'explique par le souhait de ne pas effectuer une pondération sur des résultats déjà pondérés ou agrégés, comme le sont les résultats d'impacts *endpoint*, car il y aurait là un risque de double-comptage. Les catégories d'impacts qui seront monétarisées doivent donc être présentées sans pondération préalable. Ce sera alors le rôle de chaque enquêté, lors de la mise en œuvre de la méthode des choix multiples, de fixer ses propres poids.

Par ailleurs, même si seulement trois catégories d'impacts seront monétarisées (cf. Chapitre II), l'ensemble des catégories de la méthode CML a été évalué. En effet, si les enjeux sont *a priori* placés sur les impacts liés à l'épuisement des ressources naturelles (ADP), au changement climatique (GWP) et à l'atteinte à la santé humaine (HTP), il se peut que d'autres catégories d'impacts discriminent ces scénarios d'un point de vue environnemental.

1-3 Résultats

Les résultats d'impacts concernent les cinq alternatives de gestion des OMR précédemment abordées dans cette partie. Pour mémoire, ces cinq alternatives sont :

- Scénario S₀, ou scénario de référence, avec collecte et incinération des OMR.
- Scénario S₁ : traitement des OMR par TMB-compostage, et refus envoyés en UIOM.
- Scénario S₂ : traitement des OMR par TMB avec méthanisation puis compostage, refus envoyés en UIOM.
- Scénario S₃ : collecte sélective des biodéchets, ensuite compostés ; OMr et refus envoyés en UIOM.
- Scénario S₄ : collecte sélective des biodéchets ensuite méthanisés puis compostés ; OMr et refus envoyés en UIOM.

Dans un premier temps, les cinq scénarios sont comparés simultanément, selon les dix catégories d'impacts. Une première distinction est réalisée entre impacts générés et impacts évités, car les deux types d'impacts ne s'additionnent pas dans la pratique. La notion d'impact évité est conceptuelle et ne peut être sommée avec des impacts générés (cf. Chapitre I). Les principales tendances issues de l'évaluation globale des scénarios permettront de se concentrer sur l'interprétation de certains impacts générés et évités, au regard des étapes de la filière et des substances majoritairement contributrices, mais aussi des hypothèses de modélisation. Au cours de cette interprétation, les activités de premier plan (PP) et d'arrière plan (AP) pourront être distinguées. Si la pensée cycle de vie doit être conservée, l'étape d'interprétation doit permettre de différencier les impacts liés directement aux installations de traitement et aux transports (les émissions locales) de ceux qui sont liés à leurs conditions de fonctionnement, comme par exemple l'approvisionnement énergétique pour lequel les consommations et les émissions n'ont pas lieu sur le territoire où est implantée l'installation de traitement de déchets.

Pour finaliser cette interprétation, des analyses de sensibilité et de l'incertitude pourraient être menées. La thèse étant centrée sur l'adaptation et l'utilisation d'une méthode de monétarisation pour les impacts environnementaux évalués en ACV, ces analyses n'ont pu être réalisées, faute de temps. Pourtant, la mise en œuvre d'une analyse de sensibilité sur les paramètres issus d'hypothèses de modélisation (par manque de données et de connaissances scientifiques) permettrait de mettre en évidence ceux qui ont une influence sur les résultats

d'impacts. En outre, une analyse de l'incertitude sur les résultats d'impacts, combinée à une même analyse de l'incertitude sur les consentements à payer (CAP) obtenus par la méthode des choix multiples (MCM) permettrait d'obtenir l'incertitude globale sur la démarche de monétarisation des impacts environnementaux ici étudiée.

1-3-1 Comparaison globale des scénarios

Les cinq scénarios de gestion des OMR sont comparés globalement, au regard de leurs impacts générés dans un premier temps puis de leurs impacts évités dans un second temps, afin d'identifier éventuellement des tendances en termes de niveaux d'impacts entre les scénarios.

1-3-1-1 Impacts générés

Les impacts générés potentiels sont causés par l'ensemble des activités anthropiques contribuant à la réalisation de la fonction du système étudié, que ce soit en termes de consommations de matières premières et d'énergie ou en termes de rejets dans l'eau, l'air et le sol.

Les contributions relatives générées de chaque scénario pour les dix catégories d'impacts sont représentées sur un seul et même graphique (cf. Figure 47), sur lequel le score du scénario le plus impactant est normé à 100% et le niveau des autres scénarios est exprimé relativement à ce score maximal. Avant d'analyser et de comparer ces résultats, il faut connaître le seuil d'incertitude qui leur est associé, pour pouvoir juger de la significativité ou non des écarts obtenus entre les scénarios. Or, dans le cadre de ce travail, l'incertitude sur ces résultats n'a pas pu être quantifiée. Il est toutefois possible de fixer un seuil d'incertitude arbitraire mais plausible au regard de l'origine variée des données et des nombreuses hypothèses de modélisation. Celui-ci est fixé à 50%. Il signifie que des écarts relatifs inférieurs à 50% entre scénarios ne peuvent être jugés comme significatifs. Il est possible de nuancer cette interprétation et d'apprécier qualitativement la significativité de ces écarts :

- un écart relatif au-delà de 50%, est considéré comme significatif, et l'incertitude sur le classement des scénarios est considérée comme faible.
- un écart relatif entre 20% et 50% est peu significatif, et le classement entre les scénarios n'est pas certain.

- un écart relatif inférieur à 20% n'est pas significatif, et il est impossible de trancher quant au classement des deux scénarios.

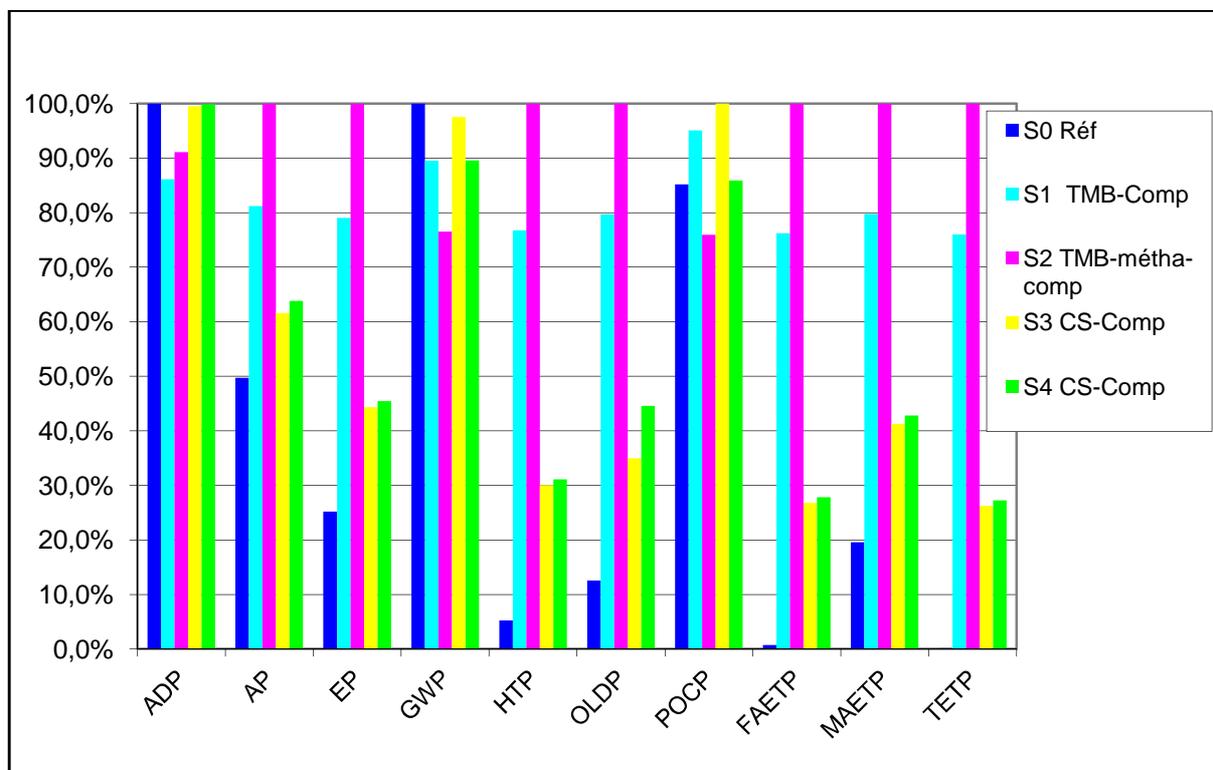


Figure 47 : Comparaison des impacts générés pour les cinq alternatives de gestion des OMR

L'ensemble des écarts relatifs entre scénarios deux à deux pour les impacts générés figurent dans l'annexe III-10.

En première analyse, le scénario S_2 est le plus impactant pour sept catégories d'impact sur dix. Les écarts ne sont pas tranchés pour l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables, l'augmentation de l'effet de serre et l'oxydation photochimique. Les écarts relatifs sont majoritairement significatifs avec l'ensemble des autres scénarios (cf. Annexe III-10), au regard des critères posés ci-dessus, excepté avec le scénario S_1 dont il est proche en termes de résultats et avec lequel six écarts sur dix sont inférieurs à 20% donc ne sont pas significatifs.

Inversement, le Scénario S_0 est le moins impactant pour ces sept mêmes catégories d'impact, dont les écarts sont donc significatifs avec le scénario S_2 . Les écarts relatifs avec les autres scénarios sont aussi, dans leur ensemble, significatifs (cf. Annexe III-10), avec notamment cinq catégories pour le scénario S_3 .

Enfin, comme le montre le graphique de la Figure 47, les scénarios S_3 et S_4 sont très proches en termes de résultats d'impacts. Le calcul des écarts relatifs entre ces deux scénarios en annexe III-10 atteste qu'ils ne sont pas significatifs pour neuf des dix catégories d'impacts. Ces résultats d'impacts sont en outre bien moins élevés que ceux des scénarios S_1 et S_2 pour sept catégories, et les écarts relatifs entre ces deux groupes de scénarios sont plutôt significatifs (cf. annexe III-10).

Trois groupes de scénarios semblent se dégager à l'issue de cette première analyse :

- les scénarios S_1 et S_2 ,
- les scénarios S_3 et S_4 ,
- le scénario S_0 .

Chacun de ces trois groupes présente des particularités en termes de choix de filière de gestion des OMR. Ainsi, le traitement mécano-biologique est appliqué sur l'ensemble du flux d'OMR pour les scénarios S_1 et S_2 . Au contraire, la collecte sélective des biodéchets suivie d'un traitement biologique dédié ainsi que l'incinération du flux d'OMR restant, les OMr, sont les caractéristiques communes aux scénarios S_3 et S_4 . Enfin, le scénario S_0 ou scénario de référence est le seul à ne pas appliquer de traitement biologique à tout ou partie du flux d'OMR, puisque l'ensemble du flux est incinéré.

Ces premiers éléments semblent montrer, d'une part, qu'une filière privilégiant l'incinération par rapport aux autres modes de traitement a des niveaux d'impact moins élevés et, d'autre part, que plus la quantité de compost produite est importante, plus les impacts sont élevés, puisque ce sont les scénarios S_1 et S_2 qui en produisent le plus grâce au captage et au traitement de l'ensemble de la fraction organique. Cela suggère que les étapes de production et de valorisation du compost contribuent, par rapport aux autres étapes et autres procédés de traitement ou de valorisation, à de forts niveaux d'impacts pour les écotoxicités marine, terrestre et aquatique, l'atteinte à la santé humaine, l'acidification, l'eutrophisation et la déplétion de la couche d'ozone.

1-3-1-2 *Impacts évités*

Le concept d'impacts évités renvoie à la notion d'allocation par substitution, ici utilisée pour les modes de traitement des déchets qui possèdent d'autres fonctions que celle de « gérer et traiter les déchets », comme produire de l'énergie ou du compost. Pour pouvoir

estimer les bénéfices environnementaux d'un mode de traitement, indépendamment de ses impacts générés, les impacts causés « traditionnellement » par la production d'énergie ou de compost à laquelle le traitement de déchets se substitue sont comptabilisés comme impacts évités, donc négativement mathématiquement. Cependant dans la pratique, on évite de retrancher ces impacts évités aux impacts générés. Cette forme de représentation agrégée ne doit pas être utilisée pour hiérarchiser et sélectionner des scénarios, même si les unités sont les mêmes. L'addition n'est à la rigueur possible que pour les impacts à caractère global comme l'augmentation de l'effet de serre, dont la répercussion est planétaire, quels que soient les lieux d'émission des GES. A l'inverse, pour des impacts locaux ou régionaux comme l'eutrophisation ou l'acidification, cela semble incohérent de vouloir réduire mathématiquement les niveaux d'impacts ayant potentiellement lieu sur un territoire donné par ces mêmes impacts émis par un autre système et sur un autre territoire. En outre, la séparation des impacts évités et générés apporte plus de transparence aux résultats et à leur interprétation.

Par symétrie avec les impacts générés, les contributions relatives évitées de chaque scénario pour les dix catégories d'impacts sont représentées sur un seul et même graphique (cf. Figure 48), sur lequel le score du scénario le plus important, en termes d'impact évité, est normé à 100% et le niveau des autres scénarios est exprimé relativement à ce score maximal.

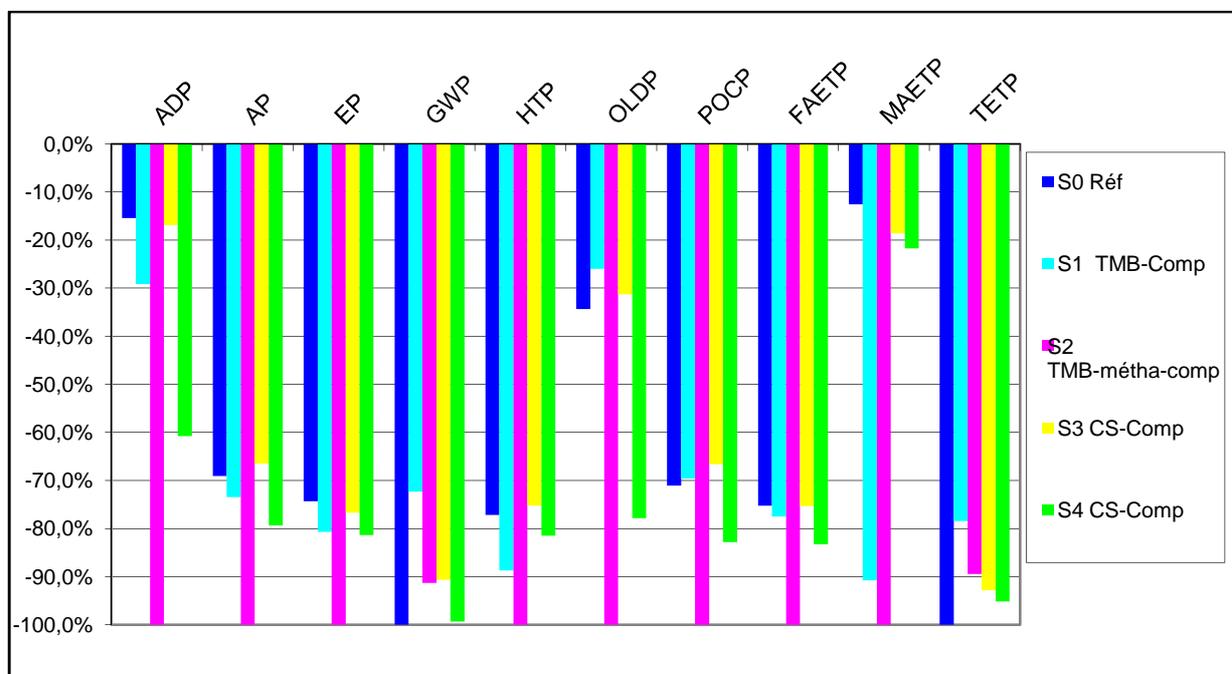


Figure 48 : Comparaison des impacts évités pour les cinq alternatives de gestion des OMR

Pour compléter le graphique de la Figure 48, les écarts relatifs ont également été calculés pour les impacts évités (cf. annexe III-11).

Le scénario S₂ se démarque également pour les impacts évités, puisqu'il domine les autres dans huit catégories sur dix. Cependant, les écarts relatifs sont très souvent non significatifs voire peu significatifs et se situent entre 1% et 33% selon l'impact analysé (cf. annexe III-11), excepté pour trois catégories d'impact, l'épuisement des ressources non renouvelables, la déplétion de la couche d'ozone et l'écotoxicité marine avec les scénarios S₀ et S₃, deux catégories pour le scénario S₁ (l'écotoxicité marine en moins), et seulement une avec le scénario S₄ (l'écotoxicité marine), où les écarts relatifs significatifs avec le scénario S₂ oscillent entre 66% et 87%.

On constate en outre pour ces trois catégories précédemment citées que les niveaux d'impacts sont assez proches, d'une part entre les scénarios S₀, S₁ et S₃ pour l'épuisement des ressources et la déplétion de la couche d'ozone avec un premier détachement du scénario S₄ puis du scénario S₂ et, d'autre part, entre les scénarios S₀, S₃ et S₄ pour l'écotoxicité marine avec un détachement net des scénarios S₁ et S₂. L'ensemble des cinq scénarios suit donc globalement la même tendance en termes d'impacts évités. Il ne semble pas possible d'identifier des groupes de scénarios contrairement à ce qui a été fait pour les impacts générés.

1-3-1-3 Conclusion

Ces graphiques généraux offrent un premier panorama de l'ensemble des impacts émis et évités des scénarios modélisés. Un premier constat est que le scénario qui génère le plus d'impacts et aussi celui qui en évite le plus, en l'occurrence le scénario S₂ avec un TMB méthanisation-compostage. Si les impacts générés et évités avaient été sommés et représentés sur un seul graphique, alors le scénario S₂ serait apparu comme le meilleur d'un point de vue environnemental, en raison de niveaux d'impacts faibles voire négatifs.

Par ailleurs, la question de l'additivité ne se rencontre pas uniquement entre impacts générés et impacts évités. En effet, comme cela a été expliqué en introduction de cette partie résultats, certains impacts sont liés à des émissions locales dues au traitement et à la gestion des déchets, alors que d'autres sont liés par exemple à des émissions de procédés servant à produire des matières premières ou de l'énergie nécessaire au fonctionnement du système. Le premier cas correspond à des activités de premier plan et le second cas à des activités d'arrière plan. Même si la sommation des impacts de premier plan et d'arrière plan est admise en

pratique, et ce dans le but d'obtenir un seul résultat par catégorie d'impact, il peut s'avérer nécessaire de désagréger ces résultats. C'est notamment le cas dans un contexte territorial de gestion des déchets, où l'on cherche à identifier les impacts premier plan et les impacts arrière plan de la filière. En outre, cette distinction est utile si l'on souhaite mettre en miroir les étapes du cycle de vie responsables des impacts générés et évités d'une même catégorie. L'interprétation sera différente selon qu'un impact généré, résultant par exemple essentiellement d'activités de premier plan, est confronté à un impact évité majoritairement arrière plan ou majoritairement premier plan.

Il faut cependant reconnaître que, malgré les distinctions entre activités de premier plan et d'arrière plan et entre impacts générés et évités, les résultats d'impacts propres à chaque sous-groupe pour une catégorie donnée ne correspondent pas à une réalité. Pour mieux approcher cette réalité, il aurait fallu développer une approche de type *Site Dependent* (cf. Chapitre I) dans la modélisation, permettant de prendre en compte la localisation des différentes sources d'émissions.

Enfin, si, pour certaines catégories et certains scénarios, les résultats tiennent dans une fourchette étroite, avec des écarts relatifs inférieurs à 20%, ces écarts sont en revanche plus marqués pour d'autres catégories, qu'il s'agisse d'impacts générés ou d'impacts évités. Une analyse plus fine de ces impacts générés dans un premier temps, et de ces impacts évités dans un second temps devrait apporter des éléments de réponse quant à ces écarts marqués de niveaux d'impacts entre scénarios.

1-3-2 Focus sur les impacts générés

L'analyse globale des impacts générés pour les cinq scénarios a permis d'identifier trois groupes au regard des écarts relatifs significatifs entre les niveaux d'impacts :

- le scénario S_0 , avec toutes les OMR incinérées, et où les niveaux d'impact sont en moyenne moins élevés que pour les autres scénarios.
- les scénarios S_1 et S_2 , avec traitement mécano-biologique des OMR, où les niveaux d'impacts sont en moyenne plus élevés.
- les scénarios S_3 et S_4 , avec des niveaux d'impacts intermédiaires.

La situation intermédiaire des scénarios S_3 et S_4 semble logique. Ces scénarios S_3 et S_4 sont une combinaison du scénario S_0 et des scénarios S_1 et S_2 . En outre, la qualité des biodéchets et des OMR entrants n'a pu être différenciée dans la modélisation, ni *a fortiori* la

qualité du compost de biodéchets et de celui d'OMR. L'analyse détaillée des impacts générés de ce groupe ne semble donc plus nécessaire à l'identification des étapes et des process contributeurs aux impacts. De ce fait, le focus sur les impacts générés se limite aux deux tendances extrêmes, celle portée par le scénario tout incinération (S_0), et celle portée par les scénarios avec traitement mécano-biologique des OMR (S_1 et S_2). Ce focus a également pour objectif d'analyser dans quelle mesure les trois impacts retenus dans la méthode de monétarisation par les choix multiples (cf. Chapitre II) sont discriminants pour la sélection d'un scénario.

1-3-2-1 Focus sur le scénario de référence S_0 - Tout incinération

L'analyse des résultats du scénario S_0 nécessite dans un premier temps de connaître la contribution de chaque étape de la filière à ces impacts environnementaux, comme le montre la Figure 49.

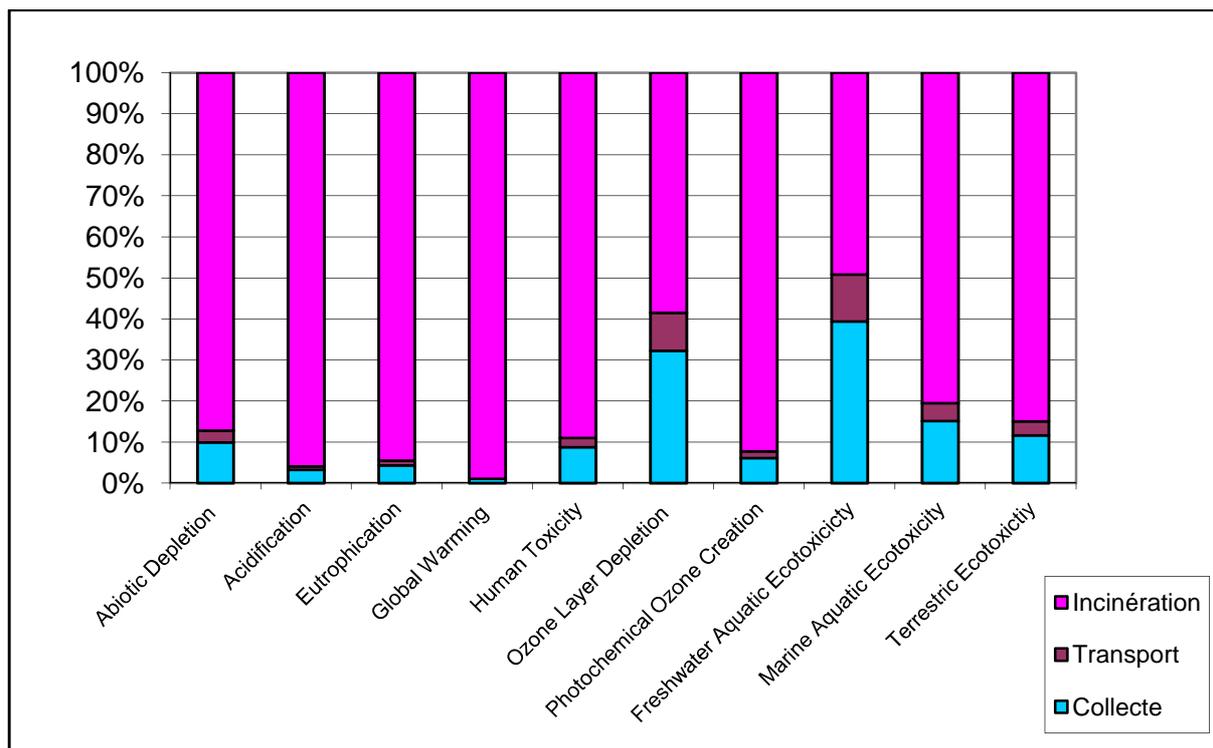


Figure 49 : Répartition des impacts générés du scénario S_0 selon les étapes de la filière

Les impacts générés par le scénario S_0 sont majoritairement dus au traitement des déchets, en l'occurrence l'incinération. Cette domination est très nette pour les dix catégories d'impacts même si pour la déplétion de la couche d'ozone et l'écotoxicité d'eau douce, les

étapes de collecte et de transport ont une contribution relative plus importante que pour les autres catégories, respectivement de l'ordre de 40 et 50%.

Cependant ce graphique ne fait pas la distinction entre impacts issus d'activités de premier plan (PP) ou d'activités d'arrière plan (AP), notamment parce que l'utilisation d'un module d'incinération agrégé ne permet pas de les différencier. L'analyse des substances mises en cause dans les étapes contributrices aux impacts, sans pouvoir formellement distinguer ce qui ressort de l'AP ou du PP, peut être utile pour départager intuitivement, au regard de la nature de certaines émissions, les catégories d'impacts à dominante AP ou PP (cf. Tableau 19).

Tableau 19 : Etapes et substances principalement contributrices aux impacts générés du scénario S₀

Catégorie d'impact	Activité contributrice	Substances mises en cause
Epuisement des ressources	Incinération 87,3%	Pétrole brut 60%
		Gaz naturel 29%
Acidification	Incinération 95,9%	Oxydes d'azote 68%
		Oxydes de soufre 28%
Eutrophisation	Incinération 94,5%	Oxydes d'azote 86%
Augmentation de l'effet de serre	Incinération 98,9%	Dioxyde de carbone bio. 68%
		Dioxyde de carbone 29%
Atteinte à la santé humaine	Incinération 89,0%	Cadmium 41%
		Oxydes d'azote 31%
Déplétion de la couche d'ozone	Incinération 58,5%	R11 46%
	Collecte 32,3%	R114 44%
Création d'ozone photochimique	Incinération 92,4%	Halon 99%
		Oxydes d'azote 55%
Ecotoxicité d'eau douce	Collecte 39,5%	COVNM 17%
		Barium 33% (eau)
Ecotoxicité marine	Incinération 80,5%	Nickel 18% (eau)
		Vanadium 16% (eau)
Ecotoxicité terrestre	Incinération 85%	Vanadium 37% (air)
		Métaux lourds 35% (eau)
Ecotoxicité marine	Incinération 80,5%	Fluorure d'hydrogène (air) 61%
		Barium+Beryllium+Vanadium (eau de mer) 28%
Ecotoxicité terrestre	Incinération 85%	Métaux lourds dans air (Chrome+Vanadium+Mercure) 66%

La phase de collecte contribuant à la déplétion de la couche d'ozone et à l'écotoxicité d'eau douce concerne ici des activités d'arrière plan que sont la production et le transport de carburant car, d'une part, la modélisation du module collecte différencie les activités de PP et d'AP et, d'autre part, les substances contributrices ne correspondent pas à l'activité PP de la

collecte, à savoir l'émission de gaz de combustion. En revanche, les activités de premier plan des phases de collecte et de transport ont un impact insignifiant sur la filière.

Quant à l'incinération, les émissions d'oxydes d'azote contribuent fortement aux impacts acidification, eutrophisation, atteinte à la santé humaine et création d'ozone photochimique. Or les oxydes d'azote sont caractéristiques d'une combustion à l'air (80% de N₂) et peuvent également provenir des éléments azotés présents dans les déchets. Ce sont donc *a priori* des émissions de premier plan pour ces catégories. Les impacts sur l'augmentation de l'effet de serre et l'épuisement des ressources sont aussi apparemment le fait d'activités de premier plan. Dans le premier cas, il s'agit aussi des émissions liées à la combustion du contenu carboné des déchets, du dioxyde de carbone. Dans le second cas, la ressource fossile majoritaire est du pétrole brut, à hauteur de 60% ; vient ensuite le gaz naturel à hauteur de 29%, et alors deux hypothèses peuvent être avancées :

- soit ce pétrole est utilisé lors de l'allumage de l'incinération pour la première utilisation et après un arrêt du four d'incinération pour maintenance.
- soit ce pétrole est utilisé lors de la phase de construction de l'incinération. Par souci de simplification, les étapes de construction et démantèlement, considérées les plus souvent comme négligeables ne sont pas prises en compte dans les frontières du système. Mais le processus d'incinération utilisé inclut vraisemblablement cette phase dans les impacts.
- soit cela correspond à des consommations primaires de ressources fossiles utilisées pour produire de l'électricité.

Cependant, les consommations de ressources fossiles dues à la construction de l'incinérateur sont supposées être ramenées à la durée de vie et à la capacité nominale de l'installation. Ainsi, soit la première hypothèse est privilégiée et l'impact sur l'épuisement des ressources correspondrait donc à une activité de premier plan. Soit la troisième hypothèse est privilégiée et l'impact est alors causé par une activité d'arrière-plan.

L'impact de l'incinération sur la déplétion de la couche d'ozone a pu être identifié comme résultant d'activités d'arrière plan, puisque les émissions de fluides frigorigènes R11 et R114 sont caractéristiques de la production d'électricité.

Enfin, les impacts écotoxiques n'ont pas pu être rattachés de manière évidente à une activité de premier plan ou d'arrière plan.

1-3-2-2 Focus sur les scénarios S_1 et S_2 – groupe traitement mécano-biologique

L'analyse des résultats des scénarios S_1 et S_2 est réalisée dans cette même sous-section car ils suivent la même tendance, précédemment identifiée dans la partie 1-3-1-1. Cependant, les deux scénarios se distinguent par leur choix de traitement biologique : un compostage-maturation pour le scénario S_1 , une digestion anaérobie en amont d'un compostage-maturation pour le scénario S_2 . La question se pose de savoir si ce sont les mêmes étapes de la filière qui sont mises en cause pour les résultats d'impacts. Deux niveaux d'analyse sont alors menés en parallèle. Le premier niveau repose sur le constat des ressemblances et des différences concernant ces deux choix de traitement, en termes de contributions relatives aux impacts, à partir de la Figure 50 et de la Figure 51. Le second niveau consiste à analyser de façon plus détaillée les impacts causés par ces étapes afin de distinguer ce qui ressort d'activités de premier plan et d'arrière plan, mais aussi d'identifier les substances mises en jeu.

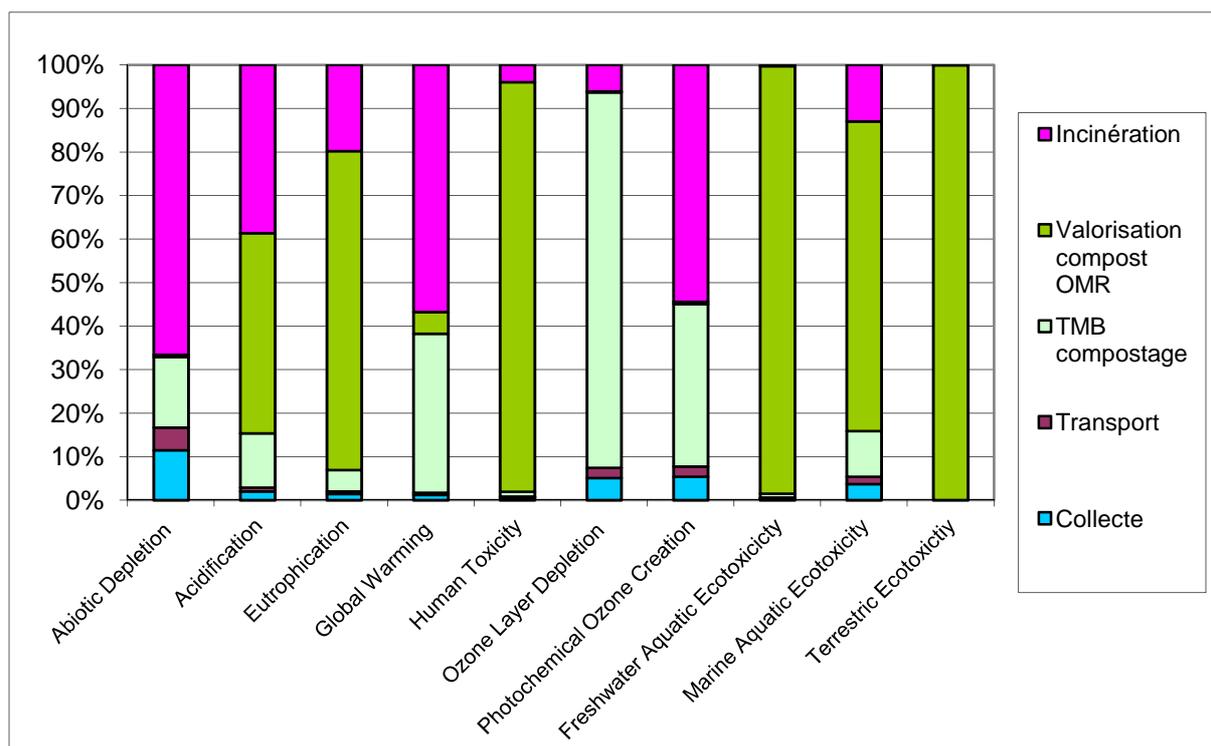


Figure 50 : Répartition des impacts générés du scénario S_1 selon les étapes de la filière

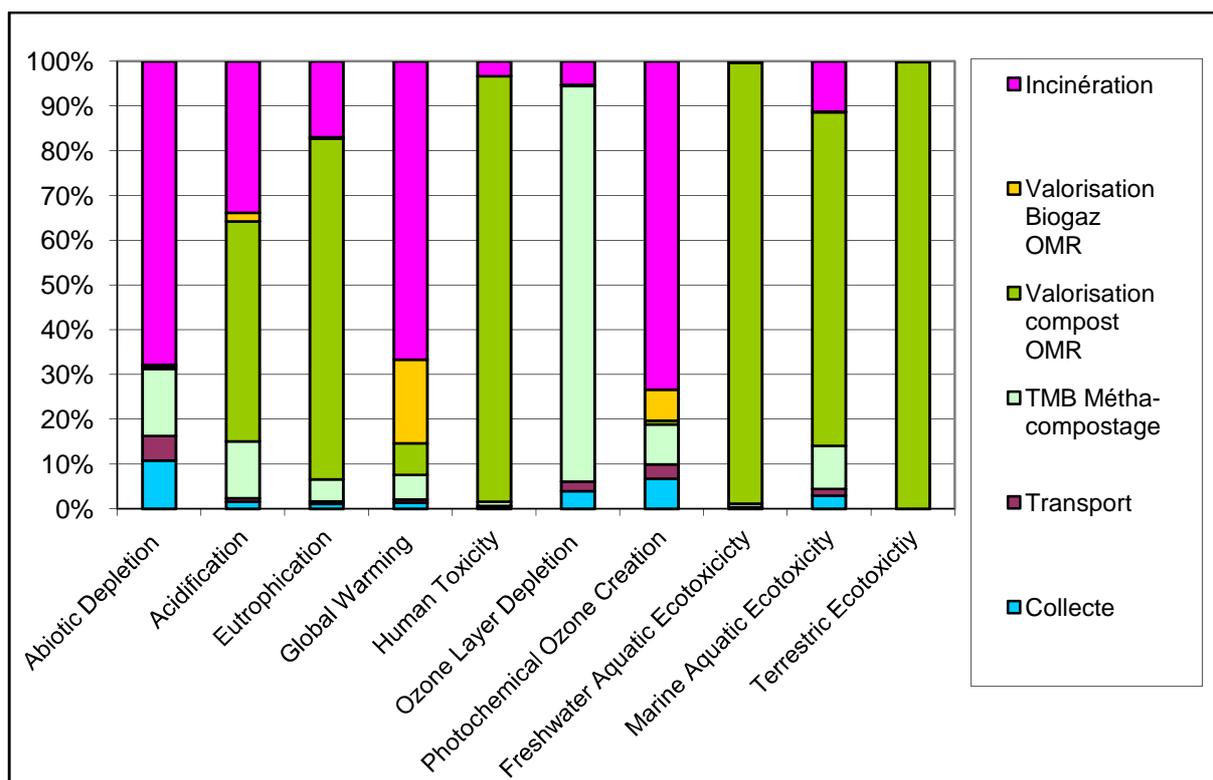


Figure 51 : Répartition des impacts générés du scénario S₂ selon les étapes de la filière

Les points communs entre les deux scénarios s’observent à deux niveaux.

D’abord, l’étape de valorisation-retour au sol du compost domine pour six catégories d’impacts, de façon très nette pour les impacts toxiques, écotoxiques et l’eutrophisation (plus de 70% de contribution relative), et de façon moins écrasante pour l’acidification. Les points communs sont donc analysés pour ces catégories d’impacts.

➤ *Acidification*

Si le retour au sol du compost est l’étape la plus contributrice à l’impact acidification des scénarios S₁ et S₂, respectivement 46 et 49%, l’incinération contribue également de manière significative à cet impact, respectivement 39% et 34%. La Figure 52 présente les substances mises en cause pour chacune de ces étapes.

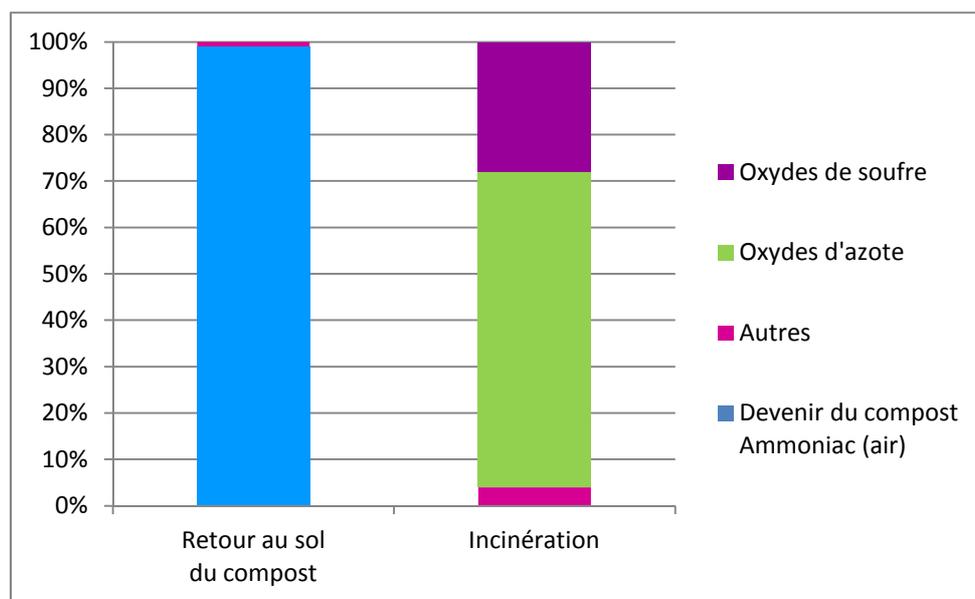


Figure 52 : Substances contributrices à l'acidification pour les étapes de retour au sol du compost et d'incinération

La question de l'incinération a déjà été abordée dans la description du scénario S_0 (cf.1-3-2-1). Les oxydes d'azote et de soufre sont vraisemblablement émis en grande partie lors de la combustion des déchets, et correspondent à une activité de premier plan.

L'unique source d'acidification dans le retour au sol du compost est l'émission d'ammoniac dans l'air, lors de la phase d'épandage. Il a en effet été supposé dans le bilan azote, selon des dires d'experts et à défaut d'avoir des données, que 100% de l'azote minéral ($N-NH_4$) présent dans le compost était volatilisé sous forme de NH_3 pendant la phase d'épandage. Cela correspond également à 15% de l'azote total présent dans le compost. C'est donc une hypothèse qui maximise l'impact acidification pour le retour au sol du compost. Si toute la quantité d'azote minéral n'est pas volatilisée dès la phase d'épandage, cela diminue le niveau d'impact acidification, mais cela est reporté sur d'autres catégories d'impacts (par exemple, l'eutrophisation si une plus grande quantité d'azote est lessivée). Pour pouvoir tirer des conclusions sur cette filière, une analyse de sensibilité concernant le devenir de l'azote pendant et après épandage aurait été nécessaire, notamment dans le but de détecter des transferts d'impacts potentiels. En outre, la valeur donnée à « dire d'expert » n'est pas une valeur de référence absolue, dans le sens où il manque des connaissances scientifiques quant au devenir de l'azote présent dans le compost épandu, car celui-ci est fortement dépendant de conditions pédoclimatiques locales.

➤ *Eutrophisation*

L'étape de retour au sol du compost domine largement en termes de contribution pour l'impact eutrophisation, à hauteur respectivement de 73 et 76% pour les scénarios S₁ et S₂. Les substances contributrices du retour au sol sont donc détaillées dans la Figure 53, ainsi que celles de l'incinération, deuxième étape contributrice à l'eutrophisation.

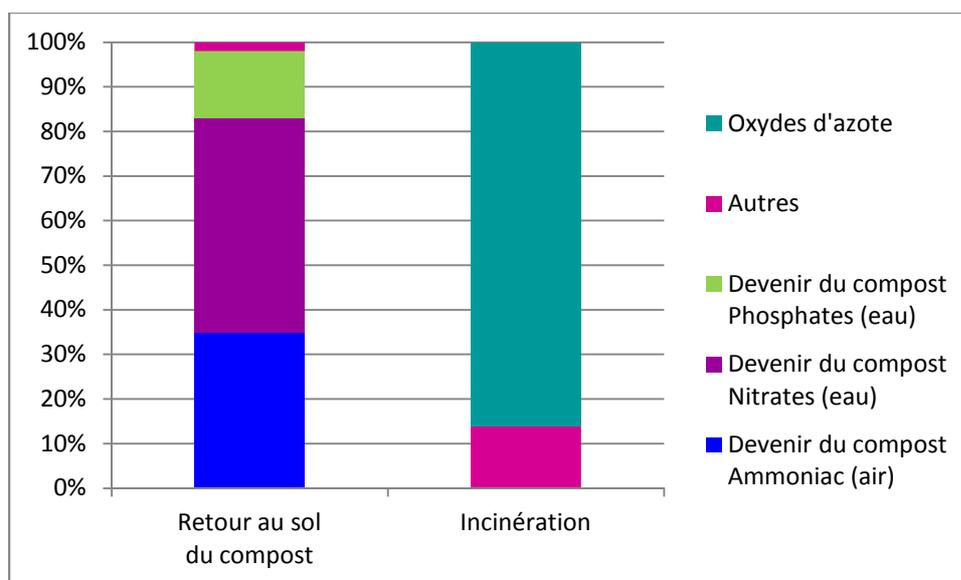


Figure 53 : Substances contributrices à l'eutrophisation pour les étapes de retour au sol du compost et d'incinération

Les émissions d'oxydes d'azote issues de l'incinération et d'activité de premier plan n'impactent pas seulement l'acidification, mais aussi l'eutrophisation. En revanche, pour le retour au sol du compost, ce ne sont plus les seules émissions d'ammoniac qui contribuent à l'impact mais plutôt les émissions dans l'eau de nitrates, et dans une moindre mesure de phosphates. Ce sont donc des impacts situés également au premier plan de la filière. Ces émissions sont liées aux hypothèses de modélisation, selon lesquelles 20% de l'azote total et 5% du phosphore contenu dans le compost sont lessivés respectivement sous forme de nitrate et de phosphate (cf. Annexe III-8). Le devenir des éléments azote et phosphore dépend fortement des conditions pédoclimatiques du milieu. Pour avoir une meilleure idée des impacts du retour au sol du compost, mais aussi identifier les possibles transferts de pollution entre acidification et eutrophisation, des analyses de sensibilité auraient pu être menées sur le devenir de l'azote et du phosphore une fois épandus.

➤ *Atteinte à la santé humaine et écotoxicités d'eau douce, marine et terrestre*

La prépondérance du retour au sol du compost par rapport aux autres étapes de la filière est sans appel pour ces quatre catégories d'impacts dans les scénarios S₁ et S₂, avec une contribution relative supérieure à 70% pour l'écotoxicité marine, supérieure à 90% pour l'atteinte à la santé humaine, et supérieure à 98% pour les écotoxicités d'eau douce et terrestres. Les substances contributrices à ces quatre impacts sont présentées à la Figure 54.

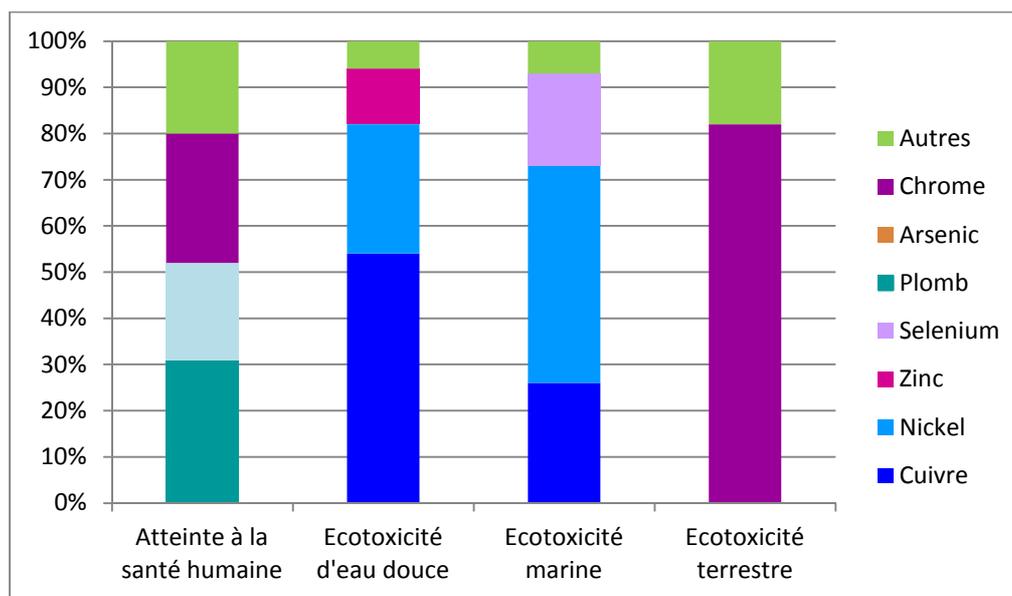


Figure 54 : Substances contributrices aux impacts toxiques et écotoxiques pour le retour au sol du compost

Ces substances présentes dans le sol proviennent des ETM contenus dans le compost épandu et sont donc issues d'activité de premier plan. La contribution relative de chaque substance est liée aux hypothèses sur la qualité du compost et sur l'accumulation dans le sol de ces ETM. D'une part, en l'absence de données, la qualité du compost est supposée identique quel que soit le mode de traitement. Sa composition est fixée et tirée d'une mesure sur site d'un compost d'OMR produit par un TMB et conforme à la norme NFU 44 051. Faire varier la teneur des différents ETM de ce compost dans une analyse de sensibilité permettrait de différencier le résultat selon la qualité du compost. D'autre part, la qualité du compost ne suffit pas pour déterminer la nature exacte des impacts des ETM du compost. Ces impacts sont également fonction du devenir de ces ETM dans le sol. Or, la spéciation et la mobilité de ces métaux dans le sol sont mal connues et dépendent aussi du contexte pédoclimatique. L'évolution de ces ETM dans le sol dépend d'abord de leur devenir physico-chimique dans le

milieu ; le pH du milieu déterminer leur solubilisation et leur spéciation. Ces ETM peuvent être phytocaptés, accumulés dans le sol (sans captation) ou lessivés.

Par ailleurs, ces impacts toxiques et écotoxiques causés par le retour au sol du compost sont maximisés ici au regard de la méthode utilisée, CML 2001, qui ne réalise pas de spatialisation. Enfin, ces résultats seraient à nuancer avec le devenir dans le sol des engrais minéraux commerciaux contenant eux aussi des ETM, mais cette étape n'a pas été intégrée dans la substitution, en raison du manque de données sur ce sujet.

Ensuite les contributions relatives des étapes de la filière sont du même ordre de grandeur pour les impacts épuisement des ressources naturelles non renouvelables et déplétion de la couche d'ozone. Les étapes concernées sont l'incinération, le TMB et la collecte dans le premier cas, et très majoritairement le TMB dans le second cas.

➤ *Epuisement des ressources naturelles non renouvelables*

L'épuisement des ressources naturelles non renouvelables est principalement causé par l'étape d'incinération, avec une contribution de l'ordre de 67 et 68% respectivement pour les scénarios S₁ et S₂. Le TMB et la collecte des déchets interviennent dans une proportion plus faible, mais les substances contributrices ont tout de même été analysées (cf. Figure 55).

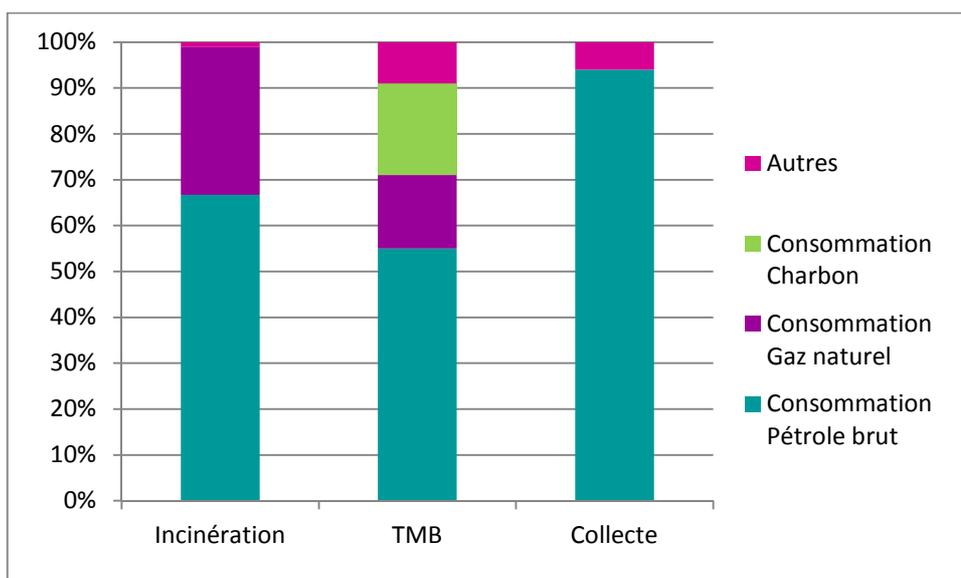


Figure 55 : Substances contributrices à l'épuisement des ressources naturelles

La contribution de l'incinération a déjà été expliquée avec la présentation du scénario S_0 . La consommation de pétrole brut pour le TMB et la collecte correspond en fait à l'utilisation de diesel comme carburant pour les chargeurs et les camions de collecte. Enfin, les consommations de charbon et de gaz naturel sur le TMB sont indirectes. Il s'agit en réalité de consommation d'électricité, en l'occurrence du mix moyen français, dont une partie est produite à partir de charbon et de gaz naturel. La consommation d'uranium, un minerai non renouvelable, intervient dans la production d'électricité d'origine nucléaire qui est la principale contribution au mix moyen français. Cependant, les faibles quantités consommées au regard de la quantité d'énergie produite, ainsi que le faible facteur de caractérisation de cette ressource ($2.8 \cdot 10^{-3}$ kg eq. Sb contre environ $2,0 \cdot 10^{-2}$ kg eq. Sb pour le gaz naturel, dans CML 2007) font que cela n'impacte pas de manière significative l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables.

➤ *Déplétion de la couche d'ozone*

Cet impact est lié à l'étape de TMB, avec une contribution relative à 85% pour les deux scénarios S_1 et S_2 . Les substances impliquées sur l'étape de TMB sont les mêmes que sur l'étape d'incinération du scénario S_0 , comme le montre le graphique de la Figure 56.

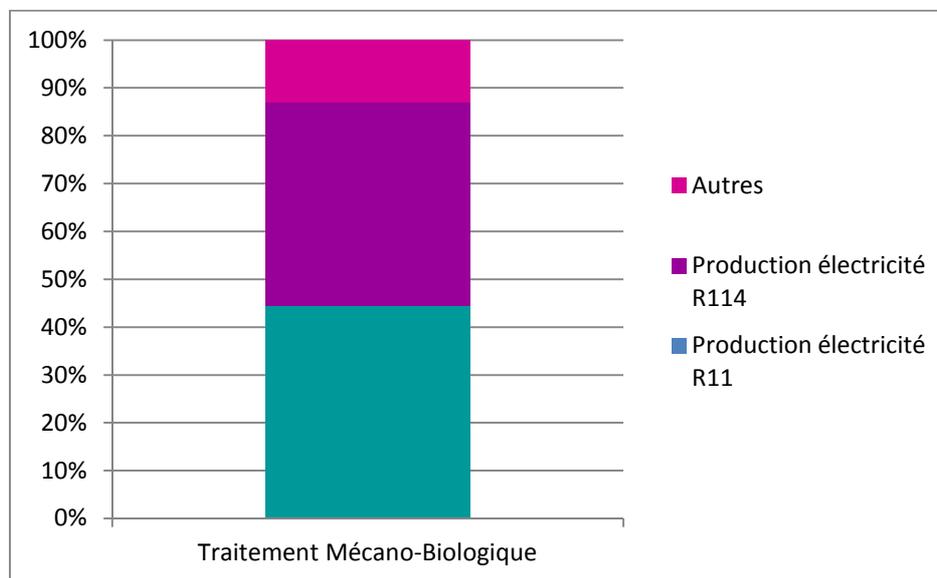


Figure 56 : Substances contributrices à la déplétion de la couche d'ozone pour l'étape de TMB

Les substances mises en cause sont le R11 et le R114, deux fluides frigorigènes émis lors de la production d'électricité. Cet impact est donc lié, comme le scénario S₀ à une activité d'arrière-plan.

Les différences entre ces mêmes scénarios concernent les deux points suivants.

Premièrement, le module de valorisation du biogaz, existant uniquement avec la méthanisation sur le scénario S₂, a une contribution mineure mais visible sur l'histogramme de la Figure 51 pour trois catégories d'impacts. Ces impacts sont l'acidification, l'augmentation de l'effet de serre et la création d'ozone photochimique. Ce module représente malgré tout près de 20% de l'impact sur l'augmentation de l'effet de serre.

La présence du module de valorisation du biogaz ainsi que l'incinération d'une plus grande quantité de refus dans le scénario S₂ modifient les contributions relatives par rapport au scénario S₁ pour l'augmentation de l'effet de serre et la création d'ozone photochimique.

➤ *Augmentation de l'effet de serre*

L'incinération, qui domine pour les deux scénarios, contribue à hauteur de 57% pour le scénario S₁ contre 67% pour le scénario S₂ à l'augmentation de l'effet de serre. Alors que le TMB contribue à 36% de cet impact pour le scénario S₁, cela représente moins de 10% pour le scénario S₂. Mais l'étape de valorisation du biogaz, présente uniquement sur le scénario S₂ contribue à hauteur de 20% à l'augmentation de l'effet de serre. Le graphique de la Figure 57 permet de déterminer les GES mis en cause.

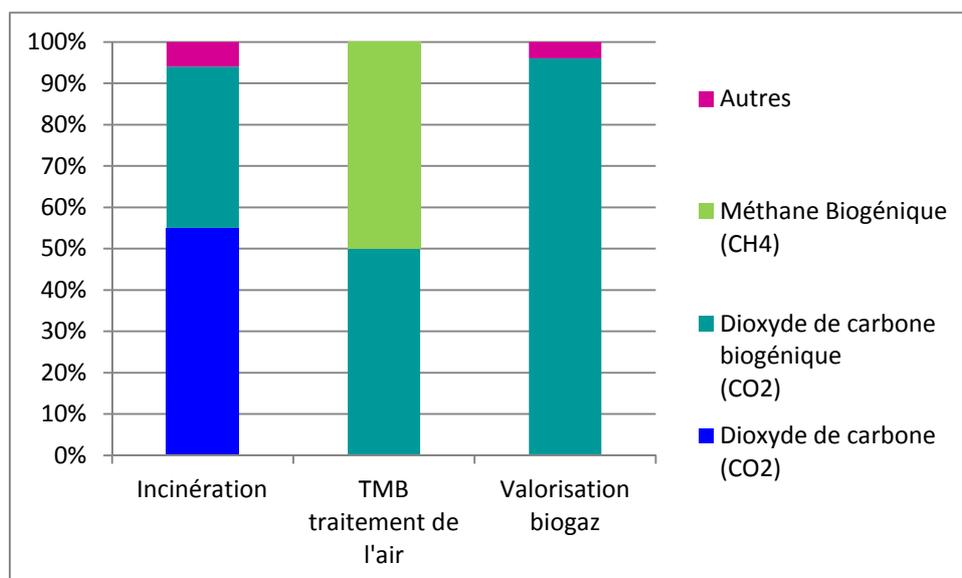


Figure 57 : Substances contributrices à l'augmentation de l'effet de serre pour l'incinération, le TMB et la valorisation du biogaz

La présence de CO₂ et de CH₄ biogéniques dans les substances contributrices à l'augmentation de l'effet de serre est le reflet du bilan sur le contenu carbone des flux de déchets qui a été réalisé pour chacun des cinq scénarios (cf. paragraphe 1-2-3-2). Cette présence correspond donc à des émissions gazeuses de premier plan, issues de la transformation et dégradation des déchets. De même, la majeure partie des émissions de CO₂ lors de l'étape d'incinération résulte de la combustion des déchets, au cours de laquelle le contenu carbone des déchets, fossile ou biogénique, est transformé en CO₂ rejeté dans l'atmosphère. La proportion CO₂ fossile/CO₂ biogénique varie selon les scénarios car elle est liée aux hypothèses sur le bilan du contenu carbone des déchets (cf. paragraphe 1-2-3-2). Ainsi, dans les scénarios S₁ et S₂, une partie du carbone biogénique est dégradée par le traitement biologique. Pour l'incinération, la répartition des émissions biogéniques et fossiles est proche entre les scénarios S₁ et S₂ (cf. Figure 57).

Pour le traitement mécano-biologique, l'augmentation de l'effet de serre est causée par la dégradation du contenu carbone présent dans la matière organique. Cette dégradation se produit lors du compostage des OMR (scénario S₁) ou du digestat (scénario S₂) et engendre des dégagements de CO₂ majoritairement, et de CH₄ au niveau des zones en anaérobiose dans le tas de compost. Cette perte de carbone biogénique sur l'étape de compostage est plus importante pour le scénario S₁ que pour le scénario S₂ car, dans ce dernier, une partie du carbone biogénique a déjà été dégradée lors de l'étape de digestion anaérobie précédent le compostage. Pour le scénario S₂, une bonne partie de la dégradation du carbone contenu dans

les déchets a lieu en amont du compostage, lors de la digestion anaérobie, et se retrouve sous forme gazeuse dans le biogaz, qui est acheminé sur une unité de valorisation énergétique par cogénération. Les émissions de CO₂ vers l'environnement se produisent donc lors de cette étape de transformation du biogaz en chaleur et en électricité. L'impact sur l'augmentation de l'effet de serre est donc quasi exclusivement causé par des activités de premier plan, en l'occurrence les processus de dégradation de la matière organique, et de combustion des déchets résiduels.

➤ *Création d'ozone photochimique*

La création d'ozone photochimique est majoritairement liée à des émissions gazeuses se produisant sur les étapes d'incinération, de traitement mécano-biologique et de valorisation du biogaz, comme l'indique la Figure 58.

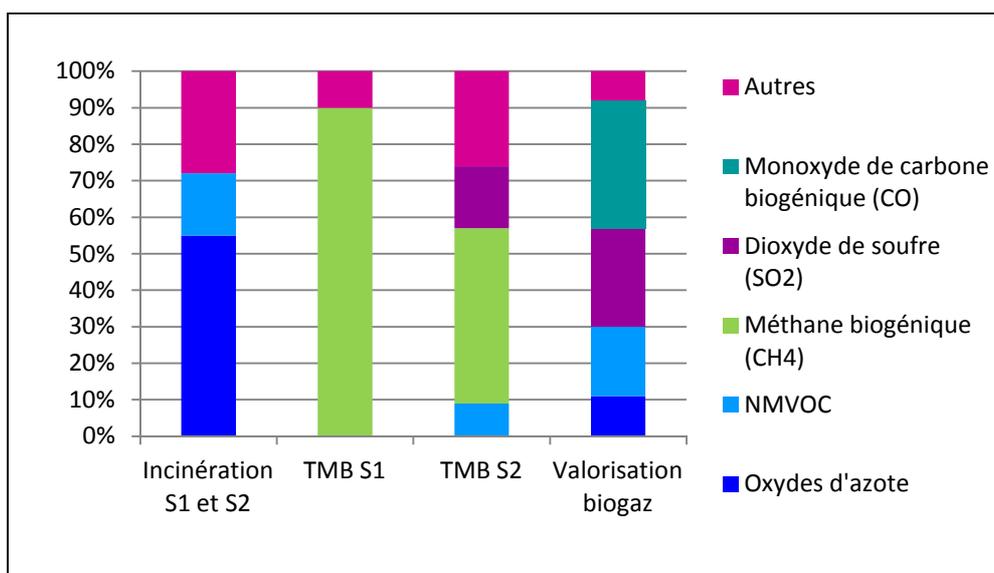


Figure 58 : Substances contributrices à la création d'ozone photochimique pour l'incinération, le TMB et la valorisation du biogaz

L'incinération est l'étape la plus fortement contributrice pour cet impact, de l'ordre de 55% et 70% pour les scénarios S₁ et S₂ respectivement. Les oxydes d'azote, formés lors de la combustion des déchets, et déjà mis en cause pour l'eutrophisation et l'acidification, sont les principaux responsables et correspondent à une activité de premier plan.

Les contributions relatives du TMB sont différenciées pour les scénarios S₁ et S₂, et sont respectivement de l'ordre de 37% et 9%. Dans le premier cas, la quantité de CH₄ dégagée en compostage est bien plus importante, car le déchet n'a pas été préalablement dégradé par

une digestion anaérobie. Les émissions de CH₄ au niveau du TMB pour le scénario S₁ dominent les autres émissions contributrices à la création d’ozone photochimique. Cette quantité est moindre pour le scénario S₂, et ce sont par conséquent les émissions de SO₂ et de composés organiques volatils non méthaniques (NMVOC) qui contribuent également significativement à l’impact sur l’étape de TMB. En revanche, ces émissions sont liées à la production de diesel et d’électricité et correspondent à des activités d’arrière plan.

L’étape de valorisation du biogaz du scénario S₂ n’intervient qu’à hauteur de 7% de l’impact total. L’ensemble des émissions sont liées au processus de transformation du biogaz en chaleur et en électricité et correspond à une activité de premier plan.

1-3-2-3 Conclusion

Quatre points sont à retenir de l’analyse des impacts générés pour le scénario S₀ :

- les impacts de premier plan de l’incinération sont majoritairement causés par des émissions de combustion, pour lesquelles les oxydes d’azote sont souvent incriminés.
- les impacts identifiés comme résultant d’activités d’arrière-plan sont liés à la production d’énergie, à l’extraction et à la transformation de ressources fossiles nécessaire à la collecte et à l’incinération des déchets.
- l’origine des impacts écotoxiques causés par l’incinération n’a pu être déterminée.
- les trois catégories d’impacts retenues pour la monétarisation, à savoir l’augmentation de l’effet de serre, l’épuisement des ressources naturelles non renouvelables et l’atteinte à la santé humaine, sont engendrées majoritairement par des activités de premier plan de l’incinération, au regard des substances mises en cause. Les activités d’arrière plan ont globalement des contributions mineures, sauf pour l’impact sur la création d’ozone photochimique.

Les scénarios S₁ et S₂ se distinguent entre eux par l’étape de digestion anaérobie qui permet d’abattre une partie du contenu carbone des déchets avant le compostage. De ce fait, les émissions de CO₂ et de CH₄ sont moindres sur l’unité de TMB à proprement parler, mais sont reportées sur l’étape de valorisation et de transformation du biogaz. D’après des travaux récents [281], l’azote contenu dans les déchets est transformé au cours de la digestion anaérobie. Une partie de l’azote est en effet minéralisée et est fortement susceptible de se volatiliser en N₂O lors du co-compostage du digestat. Or, ces émissions de N₂O sont très fortement contributrices à l’augmentation de l’effet de serre (PRG à 100 ans de 298 contre 25 pour le CH₄ et 1 pour le CO₂). Enfin, cette étape permet également de produire de la chaleur

et de l'électricité, des bénéfices énergétiques qui sont pris en compte dans le bilan des impacts évités.

1-3-3 Focus sur les impacts évités

Au regard de la Figure 48, le constat suivant a été dressé dans la partie 1-3-1-2 : l'ensemble des scénarios suit globalement la même tendance, et les résultats semblent peu différenciables pour sept catégories d'impact sur dix. Le scénario S₂ montre certes les impacts évités les plus forts, mais les écarts ne sont pas significatifs avec les autres scénarios. Seules trois catégories d'impacts semblent se distinguer, à savoir l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables, la déplétion de la couche d'ozone et l'écotoxicité marine, pour lesquelles les écarts sont significatifs entre certains scénarios.

Dans un premier temps, les impacts évités sont étudiés pour les trois catégories nommées ci-dessus qui ne suivent pas la même tendance unique et globale, afin de connaître la cause de ces écarts entre scénarios. Dans un second temps, les impacts évités liés aux catégories d'impacts évaluées par la méthode de monétarisation des choix multiples sont également analysés.

1-3-3-1 Catégories d'impacts avec résultats différenciés

➤ *Epuisement des ressources naturelles non renouvelables*

Comme cela a été constaté dans la partie 1-3-1-2 faisant suite au graphique de la Figure 48, les impacts évités liés à l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables ont des écarts relatifs significatifs entre d'une part les scénarios S₀, S₁ et S₃, et d'autre part le scénario S₂ (écarts supérieurs à 70%, cf. Annexe III-11), le scénario S₄ étant dans une position intermédiaire. La Figure 59 indique pour chaque scénario les étapes de la filière qui contribue à l'impact évité.

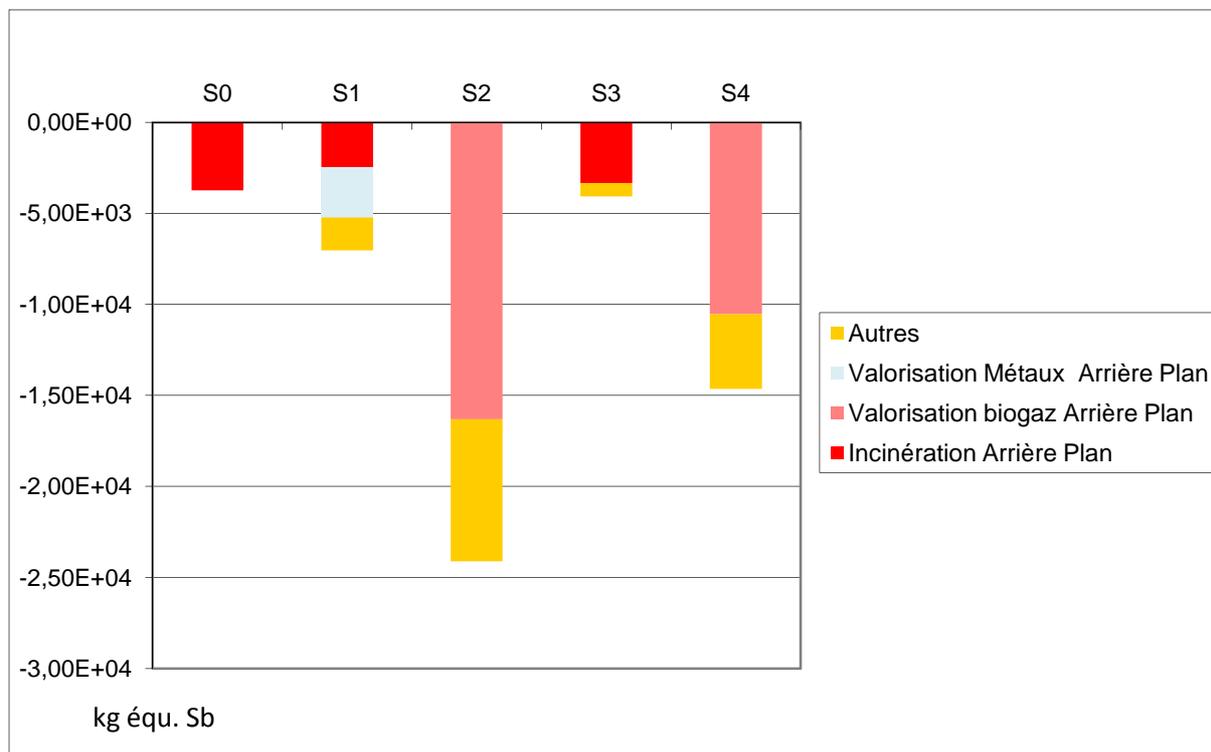


Figure 59 : Impacts évités des cinq scénarios pour l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables

Les scénarios S₂ et S₄ possèdent une étape de digestion anaérobie, respectivement sur OMR et sur biodéchets, produisant un biogaz valorisable énergétiquement sous forme de chaleur essentiellement mais aussi d'électricité. Les impacts évités sont liés à la substitution de la production de chaleur et d'électricité, modélisée respectivement dans le cadre de ce travail par une chaudière gaz et par le kWh issu du mix moyen français.

L'incinération et la valorisation des métaux sont également sources d'impacts évités pour les scénarios sans digestion anaérobie, grâce à la substitution énergétique de l'incinération, avec une chaudière bois pour la chaleur et le mix moyen électrique français pour l'électricité, et à la substitution partielle de la production de métaux ferreux et non ferreux.

La détermination des substances contributrices sur le graphique de la Figure 60 permet d'affiner l'analyse.

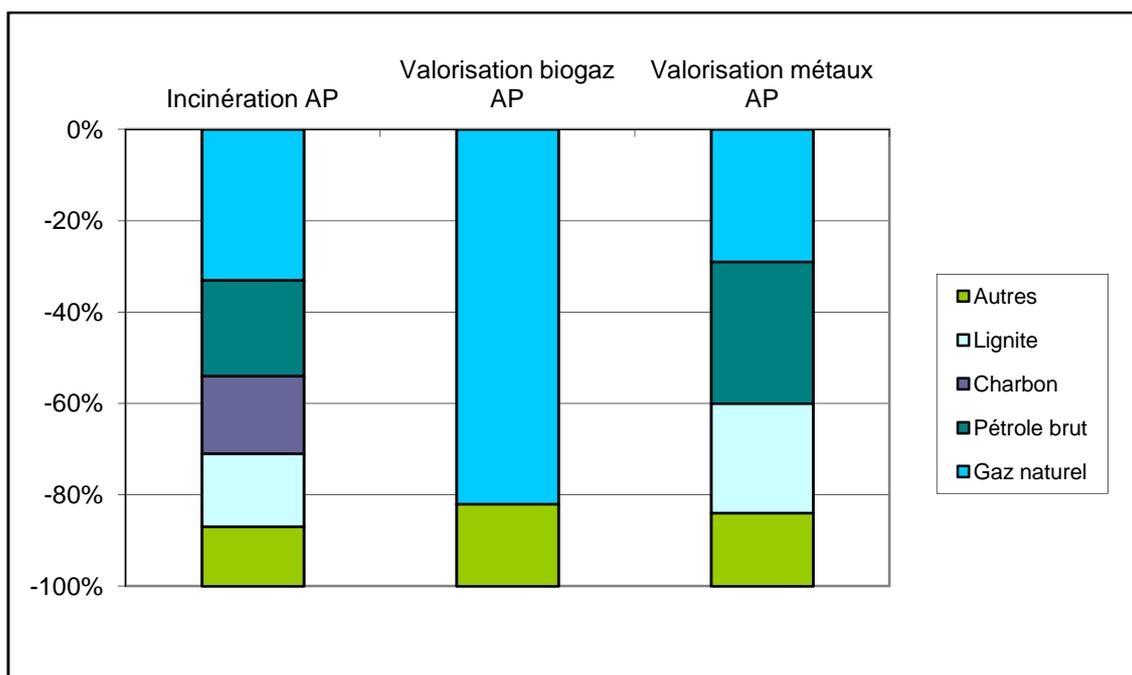


Figure 60 : Substances contributrices à l'impact évité de l'épuisement des ressources pour les étapes d'incinération, de valorisation du biogaz et des métaux

Ainsi, pour la substitution des métaux, les impacts évités ne sont pas causés par la limitation de l'épuisement des gisements de minerais, mais par l'utilisation de combustible fossiles pour extraire et produire ces métaux comme le gaz naturel et le pétrole brut. Sans surprise, la substitution à la production de chaleur à partir d'une chaudière gaz pour les scénarios S₂ et S₄ permet d'éviter essentiellement la consommation de gaz naturel. Les impacts évités de la substitution énergétique sur l'étape d'incinération concernent essentiellement le gaz naturel, le pétrole brut et le charbon. En effet, le processus de production des copeaux de bois alimentant la chaudière consomme du pétrole et du charbon, tandis que la production d'électricité est en partie réalisée avec du gaz naturel et du charbon. Les impacts évités de l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables sont donc tous issus d'activité d'arrière plan.

➤ *Déplétion de la couche d'ozone*

Les résultats concernant les impacts évités liés à la déplétion de la couche d'ozone suivent la même tendance que ceux présentés ci-dessus relatifs à l'épuisement des ressources, comme le montre la Figure 61.

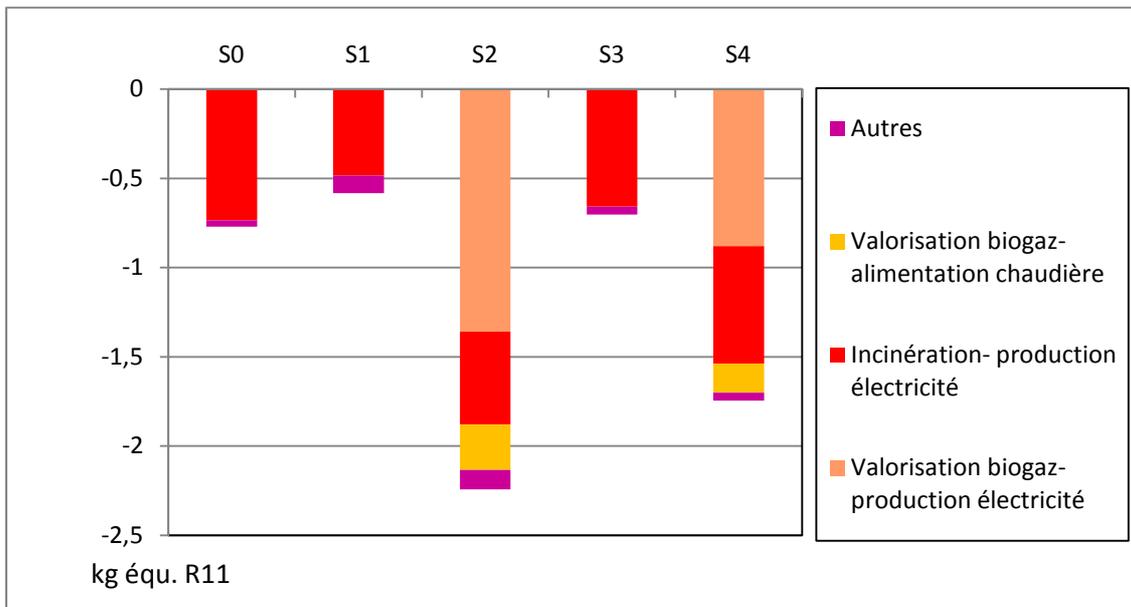


Figure 61 : Impacts évités des cinq scénarios pour la déplétion de la couche d'ozone

Les scénarios S₀, S₁, et S₃ ont des écarts relatifs non significatifs entre les niveaux d'impacts évités du fait de la substitution à la production d'électricité à partir du mix moyen français celle produite par l'incinérateur. La production du mix moyen français génère des émissions de fluides frigorigènes R11 et R114, substances contributrices à la déplétion de la couche d'ozone. Le scénario S₂, dont les écarts relatifs sont significatifs (supérieurs à 60%) avec les scénarios S₀, S₁, et S₃, est source d'impacts évités plus conséquents puisqu'une partie du biogaz produit est également transformé en électricité, substitué également au mix moyen français. Le scénario S₄ suit la même tendance que le scénario S₂, à une échelle moindre en raison d'une plus faible production de biogaz, et donc d'une plus faible substitution. Les impacts évités relatifs à la déplétion de la couche d'ozone sont issus d'une activité d'arrière plan. Ils proviennent des émissions évitées de fluides frigorigènes R11 et R114 dues à la production du mix moyen français.

➤ *Ecotoxicité marine*

Les impacts évités sur l'écotoxicité marine suivent une tendance différente de l'épuisement des ressources et de la déplétion de la couche d'ozone. Les scénarios S₁ et S₂ se démarquent des autres (cf. Figure 62). Les écarts relatifs entre les deux groupes sont supérieurs à 76 % (cf. Annexe III-11).

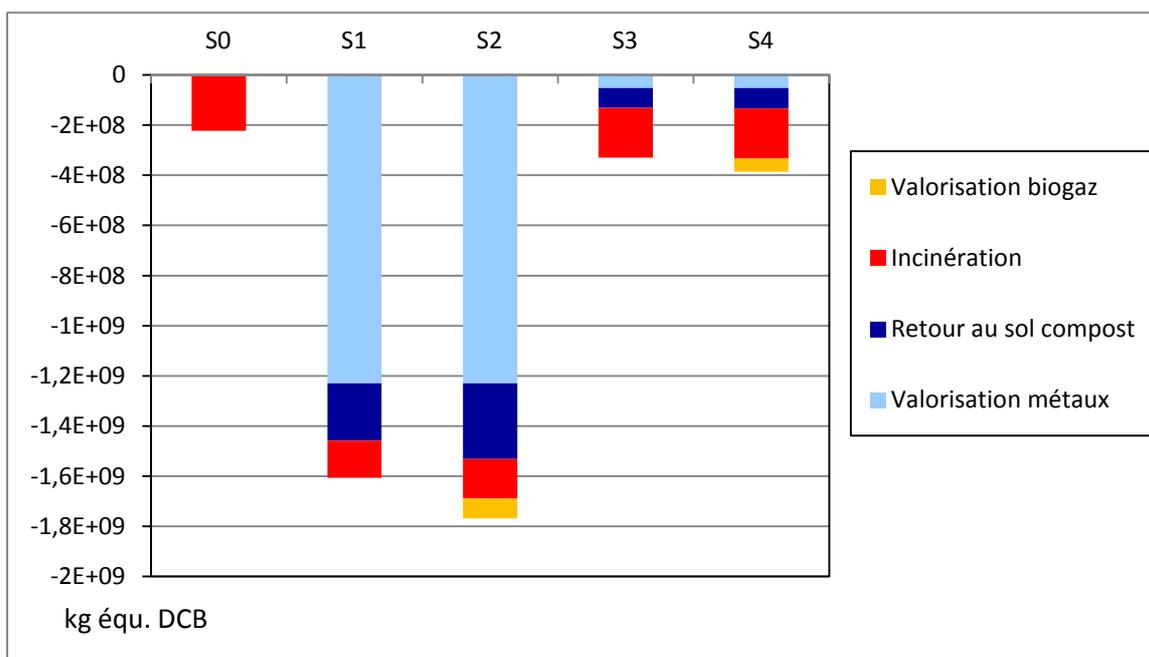


Figure 62 : Impacts évités des cinq scénarios pour l'écotoxicité marine

Le niveau des impacts évités pour les scénarios S₁ et S₂ est dû à la production évitée de métaux (fer et aluminium), dont la quantité récupérée est plus importante que sur les trois autres scénarios (cf. Annexe III-5). Les procédés de production de ces métaux émettent du fluorure d'hydrogène, gaz contributeur impactant sur l'écotoxicité marine. Ce gaz est également émis lors de la production d'engrais minéraux (étape de retour au sol du compost) et d'électricité (modules incinération et valorisation du biogaz), d'autres activités d'arrière plan. Cependant, ces écarts entre scénarios sont à nuancer car en théorie les métaux contenus dans les OMR et OMr envoyés en incinération sont récupérés après combustion et sont ensuite valorisés selon leur qualité. Or cette valorisation n'est pas intégrée dans le process d'incinération utilisé.

1-3-3-2 Catégories d'impacts monétarisées

Les trois catégories d'impacts monétarisées par la méthode des choix multiples sont l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables, l'atteinte à la santé humaine et l'augmentation de l'effet de serre. L'étude des impacts générés a montré que ces trois catégories sont dominées par des activités de premier plan. L'analyse des impacts évités, comme cela a déjà été fait dans le 1-3-3-1 pour l'épuisement des ressources, montre plutôt que ceux-ci sont liés à des activités d'arrière-plan. Seuls les impacts générés sont pertinents

pour la monétarisation qui détermine des CAP/CAR individuels pour l'amélioration ou la dégradation de l'environnement des enquêtés.

➤ *Augmentation de l'effet de serre*

Les impacts évités concernant l'augmentation de l'effet de serre sont majoritairement liés à l'étape d'incinération des déchets (cf. Figure 63), et par conséquent aux hypothèses de substitution énergétique sous-jacentes.

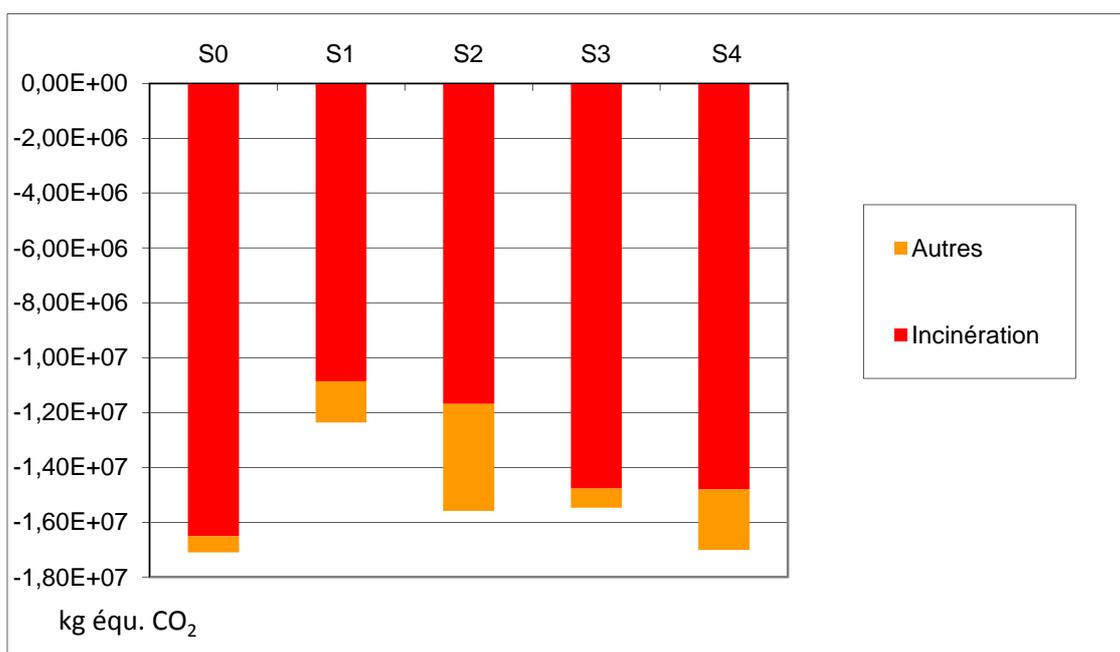


Figure 63 : Impacts évités des cinq scénarios pour l'augmentation de l'effet de serre

Comme attendu, la production énergétique sur un incinérateur étant proportionnelle à la quantité de déchets incinérés, pour une qualité constante, les impacts évités sont d'autant plus forts que les déchets incinérés sont nombreux. Ces impacts évités sont liés à plus de 99% pour les cinq scénarios aux émissions de CO₂ biogénique de la chaudière bois qui serait utilisée pour produire de la chaleur en lieu et place de l'incinérateur. Ce sont donc des impacts évités locaux mais d'arrière plan. Les procédés de production d'énergie correspondent effectivement à des activités d'AP dans les systèmes de gestion de déchets.

Ces émissions évitées de CO₂ biogénique soulève des questions quant à la comptabilisation du carbone biogénique. En effet, sur l'ensemble de la filière de gestion des déchets, les émissions de carbone biogénique sont comptabilisées au même titre que les émissions de carbone fossile car le carbone biogénique contenu dans les déchets est issu d'un

cycle court duquel il est prélevé. Ce prélèvement rompt le cycle du carbone qui devient ouvert, d'où la nécessité de comptabiliser ce carbone biogénique.

➤ *Atteinte à la santé humaine*

Comme pour l'augmentation de l'effet de serre, ce sont les process de substitution sur l'étape d'incinération qui engendrent les plus forts impacts évités, et ce quel que soit le scénario comme le montre la Figure 64, même si les impacts évités liés à la substitution des métaux et du compost épandu dans le sol sont significatifs pour les scénarios S₁ et S₂.

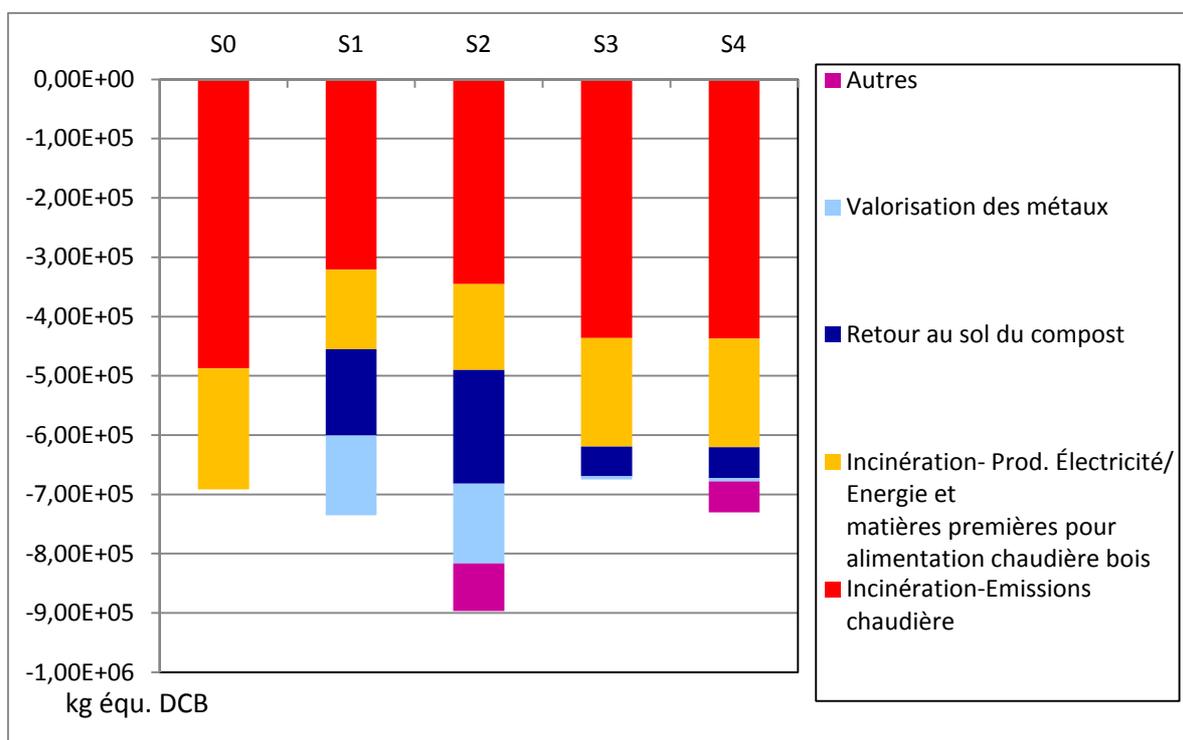


Figure 64 : Impacts évités des cinq scénarios pour l'atteinte à la santé humaine

Les impacts évités de l'incinération proviennent majoritairement des émissions de combustion de la chaudière bois, en l'occurrence du benzène et des métaux lourds, comme l'indique la Figure 65. Les impacts évités de l'incinération sont également liés à la production évitée d'électricité par substitution directe et indirectement à la consommation évitée d'électricité pour le fonctionnement de la chaudière bois. En outre, la chaudière bois est alimentée par des combustibles fossiles et des copeaux de bois dont la production impacte sur la santé humaine, ce qui est donc évité au regard par la gestion des déchets. Les métaux lourds sont les principales substances contributrices et sont émis soit dans l'air soit dans l'eau douce.

L'épandage du compost se substitue à un apport d'engrais minéral. Les impacts évités du retour au sol du compost sont donc remarquables pour les scénarios S₁ et S₂ car la quantité de compost épandu est plus importante pour ces deux scénarios, ce qui implique une substitution plus forte aux engrais minéraux. Cependant, cette substitution est limitée car elle est incomplète. Seule la production évitée est ici prise en compte (cf. Annexe III-8). Les émissions de métaux lourds figurant sur le graphique de la Figure 65 sont liées aux procédés de production des engrais minéraux dont le nitrate d'ammonium fait partie. Si le devenir dans le sol des engrais minéraux avait été intégré dans la modélisation, les impacts évités du retour au sol auraient vraisemblablement été plus importants et cela aurait peut-être permis de nuancer les résultats d'impacts générés pour l'épandage du compost (cf. partie 1-3-2-2).

Les métaux sont essentiellement récupérés lors de l'étape de tri sur les installations de TMB puisque le flux d'OMR a plus de risque d'être impur en tant que poubelle résiduelle que le flux de biodéchets collectés sélectivement. Ces métaux, ferreux et non ferreux, sont supposés se substituer partiellement à la production de fer et d'aluminium à partir de minerais vierges (cf. Annexe III-5), qui est une forte émettrice de fluorure d'hydrogène (cf. Figure 65).

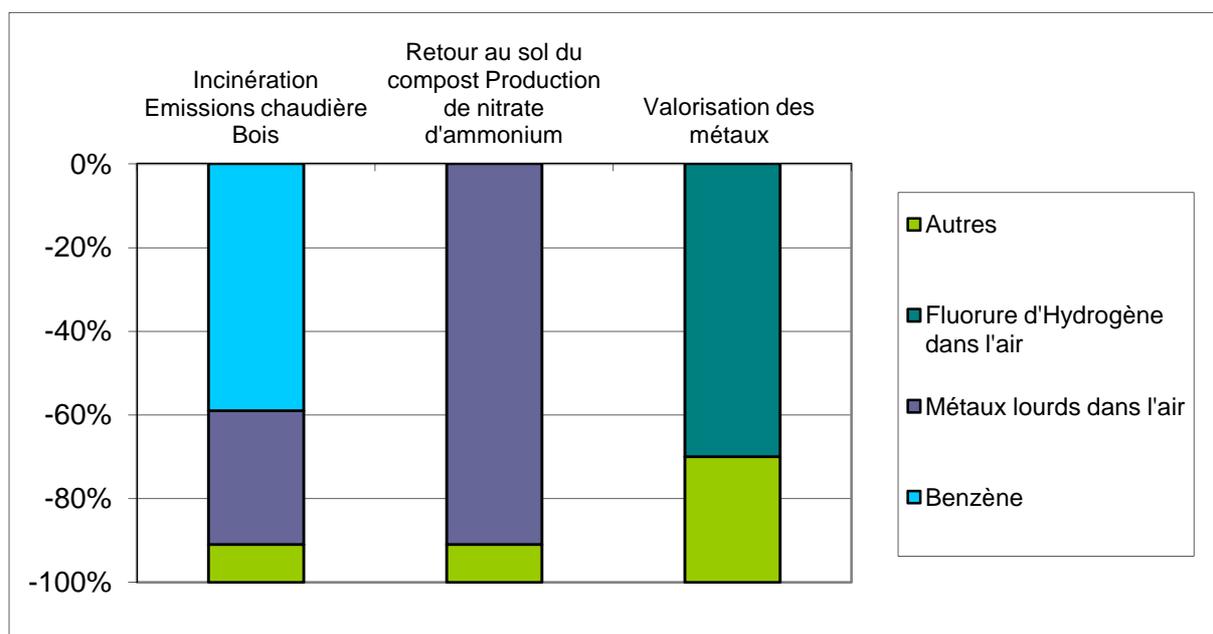


Figure 65 : Substances contributrices à l'impact évité de l'atteinte à la santé humaine pour les étapes de la filière les plus significatives

1-3-3-3 Conclusion

Les impacts évités sont presque exclusivement liés à des activités d'arrière plan et concernent des procédés de production de matériaux ou d'énergie, en rapport avec les différents choix de substitution réalisés pour la modélisation.

Certains choix de substitution semblent contribuer à une différenciation significative des scénarios au regard des résultats d'impacts évités obtenus. Ainsi, les procédés de production de fer et d'aluminium discriminent effectivement les scénarios pour l'écotoxicité marine. Ce résultat est à nuancer car les hypothèses de substitution ne sont pas égales d'un scénario à l'autre. Dans la modélisation, les métaux ne sont pas récupérés sur l'étape d'incinération, alors que cela est pratiqué en réalité. Par ailleurs les scénarios produisant du biogaz (S₂ et S₄) se démarquent des autres pour l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables, avec la consommation de gaz naturel pour la chaudière gaz. Ce choix de substitution présente aussi des limites. Le choix d'une chaudière gaz, qui paraissait plus plausible pour la valorisation énergétique du biogaz, va cependant accentuer les impacts évités sur l'épuisement des ressources car elle est alimentée par des ressources fossiles, au contraire de la chaudière bois sur l'étape d'incinération fonctionnant avec des ressources renouvelables.

D'autres choix de substitution contribuent de façon significative aux impacts évités sans pour autant créer une différenciation nette entre les scénarios. Les impacts évités sur l'augmentation de l'effet de serre sont dus aux économies de CO₂ biogénique émis par la chaudière collective bois lors de la substitution de la chaleur produite par l'incinération des déchets. De même, les impacts évités sur l'atteinte à la santé humaine concernent encore la production de chaleur issue de la chaudière bois (étape d'incinération), mais aussi la production d'engrais minéraux (retour au sol du compost), et la production de métaux. Ces résultats doivent également être nuancés au regard des hypothèses de substitution. Si le carbone contenu dans les copeaux de bois alimentant la chaudière est considéré comme appartenant à un cycle court fermé, les émissions de CO₂ biogénique de la chaudière n'affectent pas l'effet de serre, et les impacts évités sur l'ensemble des cinq scénarios doivent être minorés pour l'augmentation de l'effet de serre. Au contraire, le devenir dans le sol des engrais minéraux n'a pas été pris en compte. La substitution est partielle et ne concerne que la production de ces engrais. Il est cependant probable que le devenir des engrais minéraux ait un impact significatif sur l'atteinte à la santé humaine, et contribue de ce fait à accentuer les

impacts évités, notamment pour les scénarios S₁ et S₂ où les plus grandes quantités de compost sont épandues.

1-4 Conclusion

Cette étape d'évaluation des impacts a révélé deux étapes dominantes au travers des alternatives proposées de la filière de gestion des OMR. Ces étapes sont l'incinération des déchets (et des refus) et le retour au sol du compost (d'OMR ou de biodéchets). Elles correspondent toutes deux à des activités de premier plan pour la majorité des impacts étudiés. La collecte et le transport des déchets, ainsi que leur traitement sur TMB impactent minoritairement par rapport aux scores obtenus sur l'ensemble de la filière.

Plus que la question du choix de traitement biologique, qui devait *a priori* faire débat, c'est celle de la valorisation organique qui pose problème. La qualité du compost modélisé est conforme à la norme NFU 44 051, il correspond à un échantillon de compost analysé en sortie d'installation de TMB en France. Cependant, cette étape est très impactante pour l'acidification, l'eutrophisation, l'atteinte à la santé humaine et aussi pour les trois types d'écotoxicité. Une autre limite importante liée à la modélisation du retour au sol du compost joue également sur les résultats obtenus, il s'agit du devenir des métaux lourds et des éléments azote et phosphore pendant et après épandage. Là aussi, le devenir des substances est conditionné par les conditions pédoclimatiques du sol, variables à une échelle très locale, que nous n'avons pu intégrer dans cette évaluation. Nous nous sommes limités à des hypothèses simplistes, après avoir échangé avec des scientifiques sur le sujet, qu'il conviendrait de faire varier pour proposer des valeurs minimales et maximales d'impact selon les hypothèses retenues.

Le process incinération utilisé pour la modélisation peut également faire l'objet de critiques, en raison de son absence de paramétrage possible. De ce fait, le module incinération ainsi modélisé est insensible à la qualité du déchet traité, comme sa teneur en eau, son PCI, etc...ce qui est faux dans la réalité. La qualité du déchet incinéré influence la quantité de vapeur produite et donc d'énergie, et la qualité des émissions gazeuses. Il aurait donc été intéressant de pouvoir comparer les niveaux d'impact de l'incinérateur ainsi que son rendement selon que le déchet incinéré est de l'OMR, du refus, ou de l'OMr.

Concernant les impacts évités, il est nécessaire de rappeler même si cela est trivial que plus les process de substitution utilisés (chaudières, ...) seront polluants, plus les impacts évités des systèmes évalués seront importants. Il convient donc en premier lieu dans la modélisation de faire attention au choix de ces process et de se demander comment ces matières et ces énergies auraient été normalement produites autrement.

L'analyse, dans un second temps, de ces impacts évités, montre une domination de la substitution énergétique. En effet, les impacts liés aux émissions des chaudières gaz et bois, comptabilisés ensuite comme impacts évités pour notre système, sont les plus importants, devant la production de métaux et d'engrais minéraux. Cela pose donc la question de l'intérêt de la valorisation organique sans valorisation énergétique au préalable. Le problème est plus complexe dans la réalité, car d'une part la qualité du digestat, même composté, est différente d'un compost d'OMR, et d'autre part, pour composter ce digestat, il faut un apport de structurant, des déchets verts, plus important qu'en simple compostage d'OMR. Ainsi, pour le scénario 1, l'apport en DV est de 7 430 t, alors qu'il est de 10 560 t pour le compostage du digestat d'OMR.

Par ailleurs, on observe que, pour un impact donné (voir eutrophisation et acidification par exemple), les mêmes étapes sont mises en cause, et pour les impacts générés, et pour les impacts évités. La tentation est alors grande de sommer impacts générés et évités puisqu'ils proviennent de la même étape sur la filière. Or, en analysant cette étape, on remarque qu'il s'agit d'impacts générés d'activités de premier plan et d'impacts évités d'activités d'arrière plan, comme pour le retour au sol du compost par exemple. Dès lors, sommer les deux n'a pas de sens. Ainsi, face à la difficulté et à la dangerosité de l'interprétation des impacts évités, nous nous limiterons aux impacts générés dans la mise en œuvre de la méthode de monétarisation, afin de limiter la confusion auprès des personnes enquêtées.

Toutefois, comme le montre le tableau de la Figure 5, toutes les étapes de substitution n'ont pas été intégrées à la modélisation, faute de moyen et de données. Ainsi, notamment pour le retour au sol du compost, le devenir des engrais minéraux dans le sol l'air et l'eau n'ont pas été pris en compte. Or ce sont des impacts de premier plan, qui auraient été comptabilisés comme impacts évités de premier plan dans notre système. Cela aurait effectivement permis de nuancer les niveaux d'impacts pour l'épandage du compost.

Enfin, l'absence de résultats tranchés ou d'écarts significatifs entre les cinq scénarios de gestion des OMR, au regard des dix catégories d'impacts analysées, ne permet pas de sélectionner une alternative qui serait meilleure que les autres d'un point de vue

environnemental. La mise en œuvre de la MCM dans la section suivante devrait aboutir à la détermination de facteurs de pondération pour les trois catégories d'impacts représentant des enjeux de la gestion des déchets (augmentation de l'effet de serre, épuisement des ressources, atteinte à la santé humaine).

2- Mise en œuvre de la méthode de choix multiples, estimation des CAP et application aux résultats d'ACV

Les impacts des cinq scénarios de gestion de déchets ont été évalués et analysés dans la première section de ce Chapitre III. Conformément à la méthodologie présentée dans le Chapitre II, la méthode des choix multiples (MCM), qui repose sur une enquête, est mise en œuvre pour monétariser trois catégories d'impacts que sont l'augmentation de l'effet de serre (GWP), l'atteinte à la santé humaine (HTP) et l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables (ADP). Dans un premier temps sont abordées les conditions effectives dans lesquelles l'enquête s'est déroulée. Une description de l'enquête et de l'échantillon enquêté est ensuite réalisée. Elle concerne, d'une part, les différentes versions de questionnaires qui ont été distribuées et, d'autre part, les caractéristiques socio-économiques et comportementales de la population enquêtée. A la suite de cela, un point est consacré à la spécification et à la sélection du modèle économétrique, permettant ensuite d'estimer les CAP pour chacune des trois catégories d'impacts précitées. Les CAP obtenus sont alors couplés, à titre d'exemple uniquement, avec les résultats d'impacts des scénarios obtenus dans la première section de ce chapitre. Enfin, au regard des résultats obtenus et des limites soulevées au cours de ce travail, des perspectives d'amélioration de la méthode pour le cas des impacts environnementaux sont proposées.

2-1 Réalisation de l'enquête

Le deuxième chapitre a posé les modalités théoriques de la construction et de la mise en œuvre de la méthode des choix multiples, en rappelant notamment :

- l'échantillon de population à cibler, au regard de l'objet de la monétarisation et du périmètre d'étude ;
- le format d'administration de l'enquête à effectuer pour cette méthode, qui devra être réalisée en face-à-face.

Cette sous-section explique en complément les modalités effectives de la méthode des choix multiples menée à titre exploratoire dans le cadre de ce travail de thèse pour monétariser des impacts environnementaux.

2-1-1 Echantillonnage

Le choix de l'échantillon de population à enquêter doit être réalisé au regard de l'objet et du périmètre d'étude de la méthode de monétarisation. Les impacts environnementaux de la filière de gestion des OMR constituent l'objet d'étude de la mise en œuvre des choix multiples (MCM). En outre, le périmètre d'étude de la MCM conditionne le périmètre de validité des consentements à payer (CAP) qui seront obtenus. Ce périmètre doit être en lien avec l'échelle à laquelle a été réalisée l'évaluation environnementale des impacts.

En théorie, la population concernée comprend toute personne pouvant potentiellement subir les impacts environnementaux générés par le système de gestion des déchets ménagers d'une collectivité locale. L'effet de serre étant un impact global, c'est la population mondiale qui devrait être concernée. Mais dans le cadre de cette thèse, la monétarisation n'a pas pour finalité le choix en lui-même, mais l'acceptabilité de celui-ci pour une collectivité locale qui souhaite modifier ses choix de gestion des OMR, ayant entre autres pour conséquence une modification du niveau des impacts environnementaux par rapport à la situation actuelle. C'est pourquoi la population cible est ici limitée aux administrés, à savoir l'ensemble des individus concernés par la modification des choix de gestion des OMR de la collectivité, ces personnes habitant à proximité ou pas des sites de traitement des OMR. Toute personne qui bénéficie du service de gestion des OMR est un administré, c'est à dire toute personne dont les ordures ménagères seront traitées par les installations actuelles et celles proposée dans le projet de modification. Cette définition contredit alors le principe de l'ACB selon lequel la population cible regroupe tous les individus affectés par le projet, en termes d'impacts mais aussi de bénéfiques, même si certains impacts comme l'augmentation de l'effet de serre touchent des individus à l'autre bout de la planète. En outre, l'échelle de pollution ne peut être retenue comme périmètre d'étude pour les enquêtés car certains impacts sont effectivement locaux, mais d'autres sont globaux et nécessiteraient de prendre en compte la population mondiale comme population cible d'un projet local.

Pour la réalisation de cette thèse, la mise en œuvre de la MCM s'inscrit dans le cadre d'un développement méthodologique pour monétariser des impacts environnementaux présentés comme attributs, afin de faire ressortir l'acceptabilité des choix. L'enquête qui est ici réalisée n'a donc pas de finalité en termes de décision pour les choix de gestion de

déchets ; elle est menée dans un but exploratoire et de compréhension. La population enquêtée n'est donc pas constituée d'administrés appartenant à la même collectivité locale.

Des contraintes de temps et de moyens humains ont limité la taille et la représentativité de l'échantillon enquêté. Pour des raisons pratiques, l'enquête a été réalisée auprès du personnel Irstea de Rennes (environ soixante personnes), d'Antony (environ trente personnes), et du pôle Energie-Climat de la Direction Départementale du Territoire et de la Mer (DDTM) de l'Ille-et-Vilaine (environ dix personnes), afin d'approcher un seuil minimal de cent questionnaires exploitables pour mener ensuite une analyse économétrique. Cet échantillon n'a donc pas la prétention d'être représentatif d'une population cible. En raison des thèmes de recherche et des activités des organismes sondés en rapport avec l'Environnement, on peut notamment supposer *a priori* que leur sensibilité et leur connaissance des questions environnementales sont plus fortes que la moyenne.

2-1-2 Déroutement de l'enquête

Plusieurs formats d'administration sont envisageables pour l'enquête. Cependant, l'enquête téléphonique a été exclue dans le chapitre II car ce format n'est pas adapté pour la MCM qui repose sur la sélection d'alternatives sur des cartes de choix à partir d'indices visuels. Seuls les formats d'enquête permettant un support visuel comme les enquêtes par courrier, par mail ou en face-à-face direct paraissaient faisables. L'administration en face-à-face a finalement été préférée à une réalisation de l'enquête grâce à une interface internet, et cela pour les deux raisons suivantes essentiellement (valable aussi pour l'administration par courrier). Avec une administration de l'enquête *via* une interface sur internet, l'enquêté peut, d'une part, faire quelque chose d'autre en parallèle; d'autre part, il peut interrompre l'exercice et le reprendre plus tard après avoir cherché de l'information ou un avis extérieur sans que cela ne se remarque. Cette administration directe de l'enquête a été adaptée à la particularité de l'échantillon à sonder et aux contraintes de temps et de moyen.

Plutôt que des interviews enquêteur-enquêté, des sessions ont été planifiées, en l'occurrence quatorze, regroupant au maximum une dizaine de personnes à chaque fois. Ces sessions ont été menées pour moitié avec une version *Ante* du questionnaire, et pour autre moitié avec la version *Post*. Les deux versions du questionnaire ont été présentées dans le Chapitre II. Les blocs de cartes de choix ont été répartis sur les quatorze sessions, indépendamment de la version du questionnaire (cf. Annexe III-11). Les individus sont alors

placés dans une salle en « conditions d'examen » et ne sont pas autorisés à parler, à poser des questions et à communiquer entre eux pendant le déroulement de l'enquête afin de ne pas créer un biais informationnel ou d'interaction avec les autres enquêtés.. Une piste de recherche aurait pu consister à laisser certains groupes interagir pour mieux appréhender l'importance de cette dimension sociale du choix, comme le font par exemple l'évaluation participative (cf. section 1 du Chapitre II) ou les processus de concertation.

Après un bref rappel oral des consignes liées au déroulement de l'enquête, chaque enquêté lit la présentation écrite du sujet qui lui a été distribuée avec ou non selon la version *Ante* ou *Post* une présentation plus détaillée de chaque attribut, environnemental ou monétaire (cf. Tableau 20).

Une fois cette phase de lecture accomplie par tous, les cartes de choix sont successivement présentées puis ramassées une à une auprès de chaque individu. L'enquêté est supposé prendre le temps dont il a besoin pour lire l'énoncé, effectuer ses choix et répondre aux questions. Pourtant, ce format d'administration sous forme de session biaise ce principe. En effet, les individus ont la possibilité de s'observer et certains précipitent leurs réponses ou leur lecture de l'énoncé quand ils s'aperçoivent qu'une majorité d'enquêtés a déjà terminé l'exercice.

La version du questionnaire, *Ante* ou *Post*, ne semble pas discriminer les enquêtés au regard des temps de réponse moyens pour l'exercice de choix de l'ordre du quart d'heure (cf. Tableau 20). L'information supplémentaire donnée en amont aux groupes *Ante* ne semble pas diminuer le temps de réponse global pour l'exercice de choix. Le temps de réponse par carte diminue au cours de l'exercice de choix, conformément à d'autres études empiriques [282], et peut correspondre à un effet d'apprentissage.

A l'issue de cet exercice de choix, un questionnaire individuel est distribué aux enquêtés. Ce questionnaire se compose d'un ensemble de questions relatives à l'exercice de choix, au niveau d'information des enquêtés sur les impacts environnementaux, à leur comportement et leur sensibilité face à l'environnement, auxquelles s'ajoutent des questions portant sur leurs caractéristiques socio-économiques. Ce questionnaire individuel est différencié pour les versions *Ante* et *Post*. La version *Post* comporte une série de questions supplémentaires liées aux connaissances individuelles sur les trois impacts environnementaux utilisés dans la MCM. Enfin, un débriefing collectif d'environ un quart d'heure est organisé pour inciter les enquêtés à réagir et à donner leur ressenti sur le fond et la forme de l'enquête. Le retour concernant les débriefings est présenté dans la partie 2-1-3 suivante.

Tableau 20 : Temps de réponse moyen par groupe pour chacune des étapes de l'enquête

Session	Version d'enquête	Bloc de cartes	Lecture de l'énoncé	Exercice de choix	Questions complémentaires	Débriefing
1	Ante	1	10 mn	15-20 mn	10-15 mn	30 mn
2	Post	2	5 mn	20 mn	15 mn	15-20 mn
3	Post	2	7 mn	17 mn	10-15 mn	15 mn
4	Ante	2	10-12 mn	15 mn	5-8 mn	20 mn
5	Post	1	7 mn	15 mn	10-12 mn	13 mn
6	Ante	1	6-8 mn	12 mn	3-7 mn	15 mn
7	Post	2	3-5 mn	19 mn	7-12 mn	16 mn
8	Ante	2	12 mn	14 mn	5-6 mn	18 mn
9	Ante	2	10 mn	18 mn	4-5 mn	15 mn
10	Post	1	5 mn	15 mn	7-11 mn	20 mn
11	Post	1	3 mn	14 mn	8-10 mn	20 mn
12	Ante	1	9-11 mn	20 mn	6 mn	25 mn
13	Post	1 et 2	5 mn	16 mn	7-11 mn	29 mn
14	Ante	2	8 mn	15 mn	5 mn	20 mn

2-1-3 Retour des enquêtés

Comme expliqué dans la partie 2-2-3 du Chapitre II, un débriefing collectif, d'une durée moyenne de quinze minutes, a été mis en place à l'issue de chaque session d'enquête. La constitution d'un support pour l'orientation du débriefing (cf. annexe II-9) a permis d'amorcer puis de guider la discussion, même au sein des groupes les moins bavards. L'objectif était de recueillir des informations supplémentaires et qualitatives sur le ressenti des individus à propos du déroulement et du format de l'enquête en général, de l'exercice de choix, et de la description des attributs pour les sessions ayant eu la version *Ante*, et que le questionnaire et l'exercice de choix ne permettent pas nécessairement de saisir. Ces informations qualitatives sont en outre un moyen d'apporter une analyse complémentaire aux résultats économétriques et de porter une réflexion sur la nature des données obtenues.

Dans un premier temps, les remarques des individus communes aux sessions *Ante* et *Post* sont répertoriées ci-dessous. Pour les enquêtés :

- il est difficile de bien saisir toutes les informations présentes sur les cartes de choix. En outre, le sens des flèches peut induire en erreur (une augmentation de l'impact est en fait une dégradation de l'environnement) ;
- l'exercice de choix est surprenant, notamment lors de la lecture de la première carte de choix ;

- les différents attributs présentés sur les cartes de choix sont corrélés entre eux (« l'effet de serre a un impact sur la santé humaine, et cela a un coût ») ;
- ils ne sont pas certains que leurs choix successifs soient cohérents en pratique, même s'ils pensent avoir effectué des choix cohérents tout au long de l'exercice ;
- la représentation imagée de la cigarette donne l'impression que l'impact sur la santé humaine est faible ;
- l'attribut monétaire, la TEOM, n'est pas un élément discriminant pour le choix (en outre, beaucoup reconnaissent ignorer le montant de TEOM qu'ils paient).

Dans un second temps, les remarques spécifiques à chacune des deux types de session, *Ante* ou *Post*, sont listées ci-dessous. Pour les enquêtés ayant eu la version *Ante* du questionnaire :

- l'explication et la description des impacts dans la première partie de l'enquête paraissent indispensables pour pouvoir faire l'exercice de choix (même s'ils concèdent que cette première partie est complexe) ;
- ils auraient préféré avoir à effectuer des choix plus triviaux (« des choix simples où tous les impacts diminuent ») ;
- la question s'est posée de savoir si de vrais scénarios de gestion de déchets se cachaient derrière les alternatives de choix ;
- l'échelle de représentation imagée n'a pas toujours été utilisée, alors qu'elle s'est avérée utile pour certains ;
- il n'y a pas eu de remise en question des valeurs proposées pour les échelles de représentation imagée.

Pour les enquêtés ayant eu la version *Post* du questionnaire :

- le document introductif à l'enquête n'est pas clair pour tous ;
- le format de l'enquête (avec les cartes de choix) est surprenant ;
- l'information sur les impacts et sur leurs effets manque ;
- le questionnaire dans sa forme actuelle paraît trop complexe pour pouvoir être réalisé « dans la rue ».

Il est alors possible de dresser, à partir de ces remarques récurrentes, quelques limites générales concernant l'enquête. L'exercice de choix est encore perçu comme trop complexe, malgré la présence de la représentation imagée (trop d'information sur les cartes de choix), pour un public pourtant sensibilisé à l'environnement dans le cadre professionnel. Or la

complexité du choix peut nuire à la révélation des préférences et conduire à des choix incohérents. De plus, les limites *a priori* de nos choix de représentation imagée, avec notamment le choix de la cigarette pour l'atteinte à la santé humaine, ont été confirmées *a posteriori* puisque cette représentation donne faussement l'impression aux enquêtés que l'impact sur la santé humaine est faible par rapport aux autres. Enfin, les attributs des alternatives de choix semblent être corrélés dans l'esprit des enquêtés, alors qu'au regard de l'ACV les trois catégories d'impacts sont indépendantes et non corrélées entre elles. Enfin, le support de paiement qui semblait s'imposer dans un contexte de gestion des déchets, à savoir la TEOM, est en fait méconnu de la plupart des enquêtés.

Les autres remarques, spécifiques aux groupes *Ante* ou *Post*, confirment la nécessité d'un apport d'information sur le sujet et sur les attributs, même si le format et la présentation de cette information sont vraisemblablement à retravailler dans une version ultérieure de l'enquête. Sans cette information, le manque de connaissances sur les impacts environnementaux accentue la difficulté de l'exercice de choix. Par ailleurs, le choix délibéré de ne pas associer les alternatives proposées à une typologie de traitement des déchets semble avoir gêné les enquêtés, rendant les scénarios relativement abstraits. Ce choix a pourtant été effectué pour que les réponses des individus ne soient pas influencées par des types de traitement de déchets, mais qu'elles soient données uniquement au regard des résultats d'impacts et du niveau de TEOM. Enfin, l'échelle de valeurs et la représentation imagée s'avèrent être globalement utiles même si certains enquêtés ont affirmé qu'ils auraient pu s'en passer. Les valeurs des représentations imaginées ont été acceptées sans discussion (hormis la cigarette pour la santé humaine) puisque l'échantillon constituait essentiellement des collègues de travail. On peut néanmoins se demander quelle serait la réaction d'individus enquêtés dans la rue vis-à-vis de ces valeurs (acceptation, doute, discussion...).

La mise en place de ce débriefing collectif a donc permis de confirmer les limites *a priori* connues de la démarche mise en œuvre. Elle a également montré l'intérêt de bénéficier d'une version *Ante* de questionnaire pour les enquêtés. Enfin, elle a soulevé d'autres limites qui doivent être gardées en mémoire dans la suite de l'analyse, et qui pourront être étudiées lors d'une enquête ultérieure.

2-2 Caractéristiques de l'enquête et des enquêtés

Cette sous-section propose une analyse statistique concernant, d'une part, les différentes versions d'enquête distribuées et, d'autre part, les caractéristiques des individus, réparties en variables socio-économiques et variables comportementales, ceci afin de fournir une première description de l'enquête et de l'échantillon avant la mise en œuvre de l'analyse économétrique.

2-2-1 Versions de questionnaire et choix des individus

L'analyse tente dans un premier temps de faire le lien entre la stabilité des choix et les différentes versions de questionnaire distribuées, puis présente dans un second temps la répartition des choix d'alternative des individus selon le bloc de cartes auquel ils ont été soumis.

2-2-1-1 Versions de questionnaire et stabilité des choix

Le questionnaire a été distribué aux enquêtés sous plusieurs versions. En effet, la réalisation du plan d'expérience a conduit à utiliser des jeux de cartes différentes, les blocs B_1 et B_2 , afin d'augmenter le nombre d'alternatives à présenter au regard du nombre total de combinaisons possibles. En outre, deux versions, l'une *Ante* et l'autre *Post*, ont été créées dans le but d'évaluer l'influence éventuelle de l'apport d'information sur les choix des individus. Enfin, la stabilité des individus a été testée, même sommairement, en insérant une carte doublon dans le jeu de cartes avec des places et des écarts entre les cartes différant selon les individus. Le but recherché est d'intégrer la stabilité comme variable de contrôle du choix des enquêtés dans le modèle économétrique retenu. Les distributions de ces différentes versions de questionnaire au sein de l'échantillon enquêté sont présentées dans le Tableau 21.

Tableau 21 : répartition de l'échantillon selon les versions de questionnaire

Versions de questionnaire	Echantillon
Version <i>Post</i> ou <i>Ante</i>	Post : 43,4 % Ante : 56,6 %
Version de bloc	Bloc de cartes n°1 : 49,5 % Bloc de cartes n°2 : 50,5 %
Stabilité des individus dans leurs choix	Stables : 65,7 % Instables : 32,3 %
Ordre de présentation 1 ^{ère} carte « doublon »	1 ^{ère} place : 38,4 % 2 ^{ème} place : 37,4 % 3 ^{ème} place : 20,2 % 4 ^{ème} place : 2,0 %
Ecart entre les deux cartes « doublon »	Pas d'écart : 1,0 % 1 carte : 22,2 % 2 cartes : 33,4 % 3 cartes : 21,2 % 4 cartes : 20,2 %

Le premier constat est que les deux blocs de cartes de choix B_1 et B_2 ont été équitablement répartis entre les enquêtés. La répartition entre les versions *Ante* et *Post* est un peu moins équilibrée car le choix de la version ne peut se faire qu'au niveau des sessions et pas des individus, en raison du format d'administration de l'enquête. Au final, les différentes versions de questionnaire ont été relativement équitablement distribuées au cours de l'enquête, ce qui les rendra toutes exploitables lors de l'analyse économétrique.

Le second constat est que deux tiers des enquêtés sont supposés avoir des choix stables au regard du test de stabilité mis en œuvre. Pour mémoire, ce test consiste à placer deux cartes identiques parmi les six dans chaque jeu de carte. Deux cartes « doublon » ont ainsi été désignée, l'une pour le bloc B_1 et l'autre pour le bloc B_2 . Chacune des deux cartes « doublon » présente les mêmes alternatives que la carte de choix original, au détail près que l'ordre de présentation des alternatives est inversé sur chaque carte « doublon ». Les individus d'un même bloc sont ainsi confrontés aux mêmes cartes « doublon » ; cependant la place et l'ordre de présentation de ces deux cartes répétées ne sont pas fixes, comme le montre le Tableau 21. Il est en outre possible de supposer que la stabilité mesurée peut être influencée par l'écart entre les deux cartes « doublon », et qu'ainsi les choix stables sont mesurés quand les intervalles entre ces cartes « doublon » sont faibles (une ou deux cartes) ou sont au contraire instables quand l'intervalle est grand (trois ou quatre cartes). Dans l'enquête qui a été menée, cet écart varie en théorie entre une carte (cartes « doublon » situées par exemple en deuxième et quatrième position), et quatre cartes (cartes « doublon » situées en première et sixième position) car cela ne présentait pas d'intérêt de distribuer les deux cartes identiques à

la suite pour évaluer la stabilité. Cela a pourtant été effectué pour un seul enquêté, par erreur. Le graphique de la Figure 66 indique la proportion de choix stables et instables selon l'écart entre les deux cartes « doublon ».

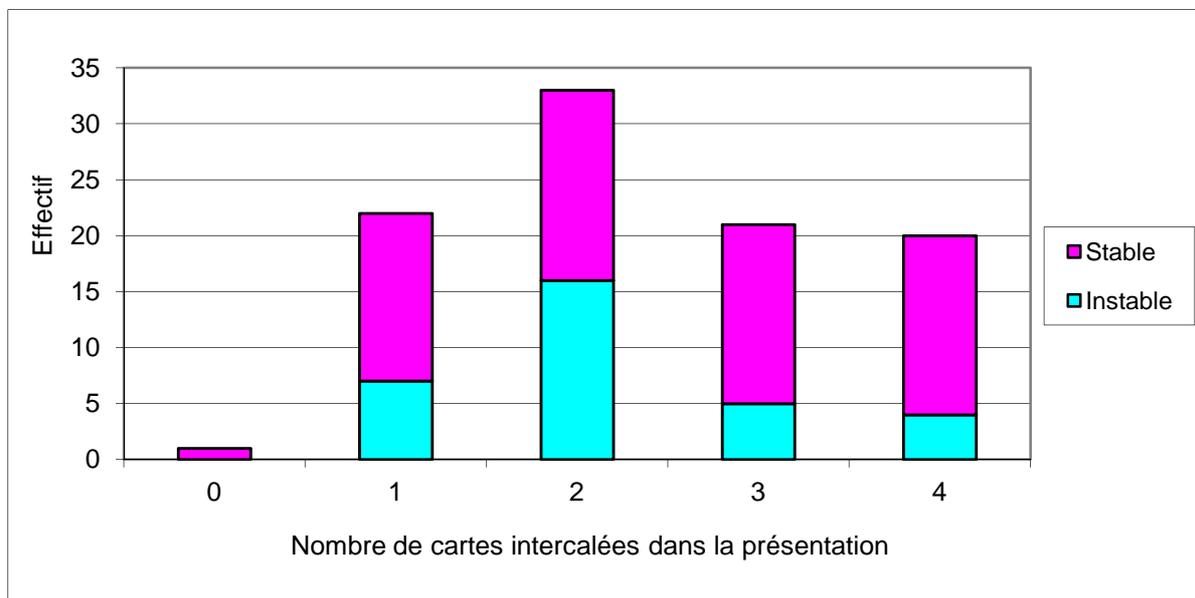


Figure 66 : Répartition des choix stables et instables selon l'intervalle de présentation entre les deux cartes « doublon ».

Le cas où deux cartes séparent les cartes « doublon » est le plus fréquemment rencontré dans cette enquête. Paradoxalement, ce cas là est aussi celui où la proportion de stabilité est la moins importante, de l'ordre de 52% contre 67% en moyenne. Ce résultat ne nous permet donc pas de conclure quant à une éventuelle influence de l'écart entre les deux cartes identiques. Dans le modèle économétrique retenu, la stabilité pourra potentiellement être introduite comme variable de contrôle du choix des enquêtés, sachant néanmoins que cette variable, tout comme les choix observés, est un résultat de l'enquête. Il y a donc un risque d'endogénéité.

2-2-1-2 Choix des individus pour les deux blocs d'alternatives

Avant d'intégrer les réponses de choix dans un modèle économétrique, la répartition des réponses des individus selon les alternatives et selon les blocs a été analysée, afin de déterminer les cartes de choix pour lesquelles l'arbitrage entre alternatives aurait pu être évident, même si en théorie les choix « évidents » ont été supprimés du plan d'expérience (cf. Chapitre II).

Le graphique de la Figure 67 indique la répartition des choix d'alternatives pour des individus ayant eu le jeu de cartes du bloc B₁.

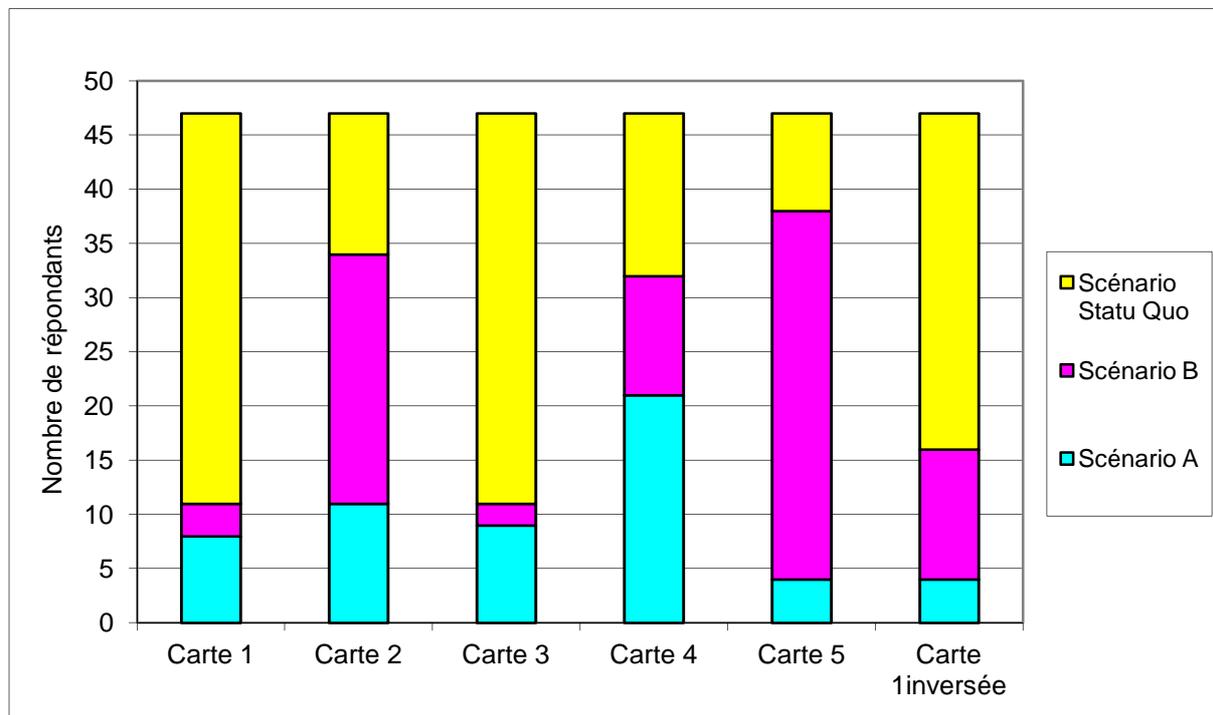


Figure 67 : Répartition des choix des individus pour le bloc de cartes B₁

Ce graphique appelle plusieurs commentaires :

- Il existe une certaine symétrie des réponses entre les cartes 1 et « 1 inversée ». Outre la proportion importante de *Statu Quo* dans les deux cas, la faible part de scénario B sur la carte 1 correspond approximativement à la faible part de scénario A sur la carte « 1 inversée ». Ce constat est cohérent avec la stabilité observée pour deux tiers des enquêtés.
- Le scénario de *Statu Quo* domine largement pour les trois cartes de choix 1, 2, et 1 inversée (les deux dernières étant identiques).
- La carte 5 montre une nette préférence à l'égard du scénario B.
- Les résultats sont en revanche plus diversifiés pour les cartes 2 et 4.
- Enfin, le scénario A, pourtant différent pour chaque carte, semble être le moins souvent choisi, hormis pour la carte 4.

Ces commentaires soulèvent plusieurs questions, notamment sur les motifs pour lesquels les individus choisissent le *Statu Quo*. Ce choix peut être effectué en raison d'une aversion pour le changement, ou parce que les autres alternatives proposées n'ont pas été jugées suffisamment satisfaisantes ou avantageuses, ou encore par dépit car l'exercice de

choix a été perçu comme trop complexe. Ensuite, la sous-représentation dans les choix des individus du scénario A, à savoir le scénario présenté sur la première ligne de la carte de choix, pose la question d'une éventuelle influence de l'ordre de présentation des alternatives au sein d'une carte de choix sur les réponses des enquêtés. Les résultats de la Figure 67 laisseraient à penser qu'une alternative située sur la première ligne, quels que soient ses niveaux d'attributs, aurait moins de probabilité d'être choisie. Pour tester ces hypothèses, il aurait fallu bénéficier d'un échantillon plus conséquent pour créer deux sous-groupes pour le bloc B₁, avec les mêmes alternatives mais présentées dans un autre ordre sur chaque carte. Enfin, la présence de choix dominants sur certaines cartes peut être liée à des choix d'alternatives « trop faciles ». Dans une perspective d'amélioration de la méthode, il faudrait réviser le plan d'expérience et modifier ainsi les alternatives à placer sur chaque carte. Faire cela pourrait amener les individus à se situer sur leur courbe d'indifférence. Ce point soulève donc la question de l'impossibilité pour un individu de se déclarer indifférent entre deux scénarios ou plus.

Un deuxième bloc B₂ de cartes de choix a été distribué à l'autre moitié de l'échantillon. Le graphique de la Figure 68 indique la répartition des choix d'alternatives pour des individus ayant eu le jeu de cartes du bloc B₂.

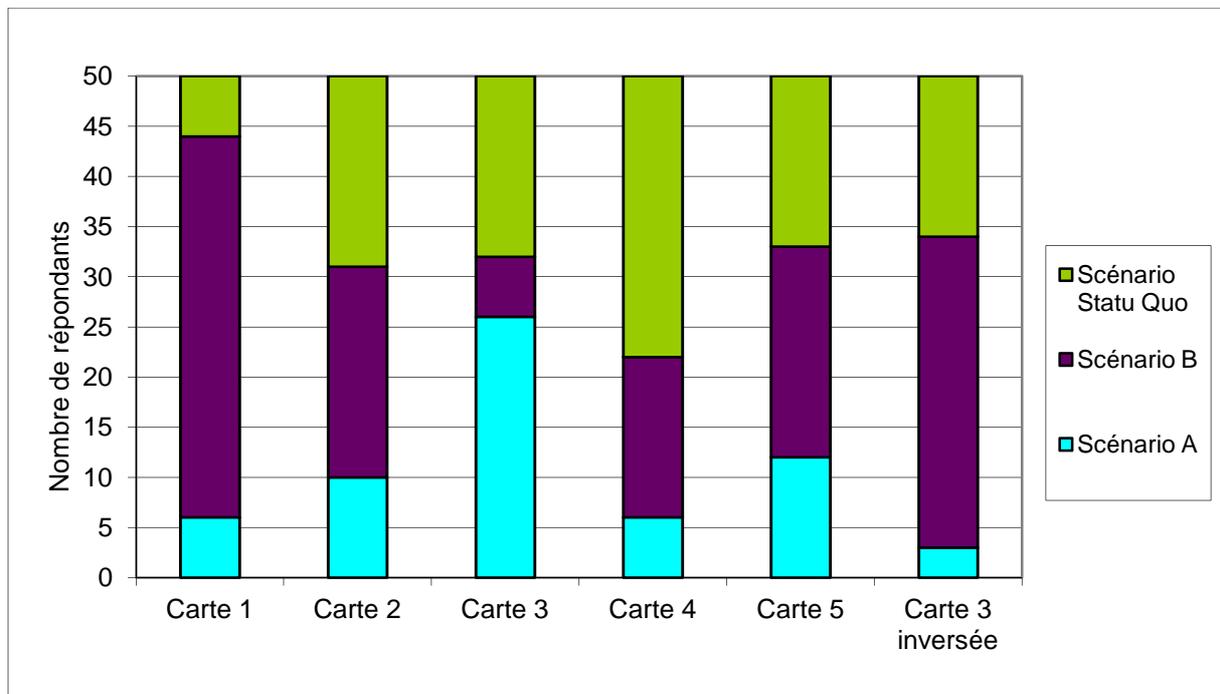


Figure 68 : Répartition des choix des individus pour le bloc de cartes B₂

La répartition des choix des individus soumis au jeu de cartes du bloc B₂ présente des points communs et des différences avec celle du bloc B₁ :

- Comme pour le bloc B₁, une symétrie est également constatée pour les réponses des cartes 3 et « 3 inversée », avec une domination respective des scénarios A et B.
- Les choix de réponses semblent plutôt diversifiés, notamment pour les cartes 2, 4 et 5.
- Le scénario A, donc celui qui est sur la première ligne de la carte de choix, est encore celui qui est le moins choisi, hormis pour la carte 3.
- En revanche le choix de *Statu Quo* n'est plus aussi dominant que sur le bloc B₁ ; il n'est majoritaire que pour la carte 4.

Parmi les remarques émanant des observations du graphique de la Figure 67, celle relative à l'influence de l'ordre de présentation des alternatives au sein d'une carte de choix sur les réponses des individus semble également valable. Quant aux motifs du choix du *Statu Quo*, la question peut se poser d'une manière générale, même si le choix de ce scénario n'est pas majoritaire pour le bloc B₂.

Deux remarques se dégagent après l'analyse des choix de réponse des individus pour les deux blocs de cartes. D'une part, il n'y a pas ou très peu de choix dominant. Les réponses des individus se répartissent toutes au minimum sur deux alternatives et généralement sur les trois (A, B et *Statu Quo*), même si effectivement certains arbitrages ont pu paraître plus faciles que d'autres, au regard des réponses obtenues. Cela souligne l'intérêt, dans une optique d'utilisation ultérieure de la méthode, de pouvoir mener une phase de pré-test avant lancement de l'enquête, afin de mettre en évidence des scénarios éventuellement trop dominants sur une même carte de choix, et de pouvoir ensuite les mettre de côté pour l'enquête car elles ne reflètent pas l'hétérogénéité des arbitrages individuels. D'autre part, l'hypothèse de l'influence de la disposition des alternatives au sein des cartes de choix sur les réponses des individus n'a pu être vérifiée sur ce cas d'étude particulier. Cette hypothèse peut aussi être posée pour l'ordre de présentation des attributs sur les cartes de choix. Comme l'affirment Boyle et Özdemir [283], des recherches en psychologie et sur les techniques d'enquêtes ont effectivement montré que la disposition des alternatives ou des attributs peut jouer dans les réponses des enquêtés.

2-2-2 Variables socio-économiques

L'échantillon d'enquêtés a dans un premier temps été analysé au regard des différents sous-groupes qui le composent, avec les versions *Ante* ou *Post* et les blocs de jeux de cartes B₁ ou B₂, avant de discuter, d'un point de vue comptable uniquement, de la répartition des réponses des individus pour les cartes de choix des blocs B₁ et B₂ car le choix de l'individu constituera dans le modèle économétrique la variable expliquée. Cette variable expliquée est fonction (cf. Chapitre II) bien évidemment des caractéristiques des alternatives choisies, mais aussi de caractéristiques propres à l'individu. Ces caractéristiques individuelles intégrées dans le modèle sont généralement d'ordre socio-économique, mais au regard des attributs évalués ici, d'autres types de variables peuvent être construites à partir du questionnaire. Ces variables dites « comportementales » seront analysées dans la partie 2-2-3 suivante. Cette partie rappelle donc succinctement les caractéristiques socio-économiques des enquêtés, dans le but de mettre en avant les particularités fortes concernant l'échantillon, comme par exemple la présence de catégories d'individus surreprésentées.

Le Tableau 22 résume ainsi l'ensemble des caractéristiques socio-économiques de l'échantillon enquêté.

Tableau 22 : Tableau récapitulatif des caractéristiques socio-économiques de l'échantillon enquêté

Caractéristiques observées	Echantillon
Sexe	Homme : 46,5 % Femme : 56,5 %
Age moyen	34,6 ans
Catégorie socioprofessionnelle	Cadres : 47,5 % Prof. intermédiaires : 13,1 % Employés : 10,1 % Etudiants : 29,3 %
Niveau d'études	< Bac : 4,0 % Bac : 3,0 % Bac +1 à Bac +3 : 29,3 % Bac +4 à bac +5 : 25,3 % > Bac +5 : 38,4 %
Revenu ménage mensuel	< 1500 € : 20,2 % 1500 €- 3500 € : 43,4 % 3500 €- 5000€ : 24,3 % > 5000 € : 10,1 % NSP : 2,0 %
Composition moyenne	Nombre d'adultes : 2 Nombre d'enfants : 0,7
Superficie moyenne du logement	93 m ²
Propriétaire/locataire	Propriétaire : 45,5% Locataire : 54,5 %
Temps d'occupation logement actuel	5,5 ans

L'échantillon enquêté est plutôt jeune avec une parité hommes/femmes quasiment respectée, même si la proportion de femmes est légèrement plus forte que celle des hommes. Mais cet échantillon est surtout non représentatif d'une quelconque population sur un territoire donné pour le niveau d'études et la catégorie socioprofessionnelle des individus. En effet, près de 40% des individus enquêtés ont un niveau d'études supérieur à un bac plus cinq. En revanche, seulement 7% ont un niveau d'études inférieur ou égal au bac. Presque 30% des individus sont étudiants et plus de 45% sont des cadres. Cela provient du choix du terrain d'enquête, en l'occurrence Irstea de Rennes et d'Antony, qui est un institut de recherche, avec par conséquent une forte proportion de chercheurs, de doctorants, mais aussi de stagiaires donc étudiants à la période où l'enquête a été réalisée, entre Avril et Mai 2011. Or ces étudiants, bien que possédant un logement universitaire à l'année, sont encore souvent domiciliés chez leurs parents et risquent donc de ne pas se sentir concernés par le paiement de la TEOM.

Les caractéristiques socio-économiques relatives au logement ont été collectées durant l'enquête dans l'optique initiale de fournir des éléments d'information supplémentaires

concernant la connaissance des enquêtés sur la TEOM et sur le montant moyen auxquels ils sont soumis. Mais ces informations n'ont pas été réutilisées par la suite.

Au vu de ces caractéristiques socio-économiques, l'échantillon enquêté présente de la variabilité, même si certaines catégories sont sur- ou sous-représentées, comme le niveau d'études et la catégorie socioprofessionnelle. La sur- ou sous-représentation de certaines modalités de variables pose la question de la transférabilité des CAP moyens ou médians qui seront estimés par la suite.

2-2-3 Variables comportementales

Les individus ne sont pas seulement caractérisés dans cette enquête par leurs caractéristiques socio-économiques, mais aussi par un certain nombre de variables qui sont construites à partir des réponses obtenues dans la dernière partie de l'enquête. Ces variables concernent notamment leur attitude face à l'environnement, leur niveau d'information et leurs connaissances sur les impacts environnementaux (pour le groupe *Post*), ainsi que leur comportement et leur ressenti sur l'exercice de choix. L'étude de ces variables au regard de l'occurrence de leurs différentes modalités permet, avant de construire le modèle économétrique, de garder celles qui présentent de la variabilité et de laisser de côté celles qui au contraire ne permettent pas de différencier les individus.

2-2-3-1 Exercice de choix

Deux questions relatives à l'exercice de choix ont été posées dans l'enquête. L'une porte sur la stratégie de choix adopté, l'autre sur la difficulté ressentie lors de l'exercice de choix.

Une question a été posée sur la difficulté de l'exercice de choix dans la troisième partie de l'enquête afin, d'une part, d'observer si l'administration d'une version *Ante* ou *Post* du questionnaire influe sur la difficulté ressentie et, d'autre part, de construire éventuellement une variable explicative « difficulté » des choix individuels. La question posée était la suivante : « Comment avez-vous jugé cet exercice de choix ? C'est une tâche ... ». Les enquêtés étaient invités à répondre selon une échelle sémantique allant de « très difficile » à « très facile ». La répartition des réponses est détaillée à la Figure 69.

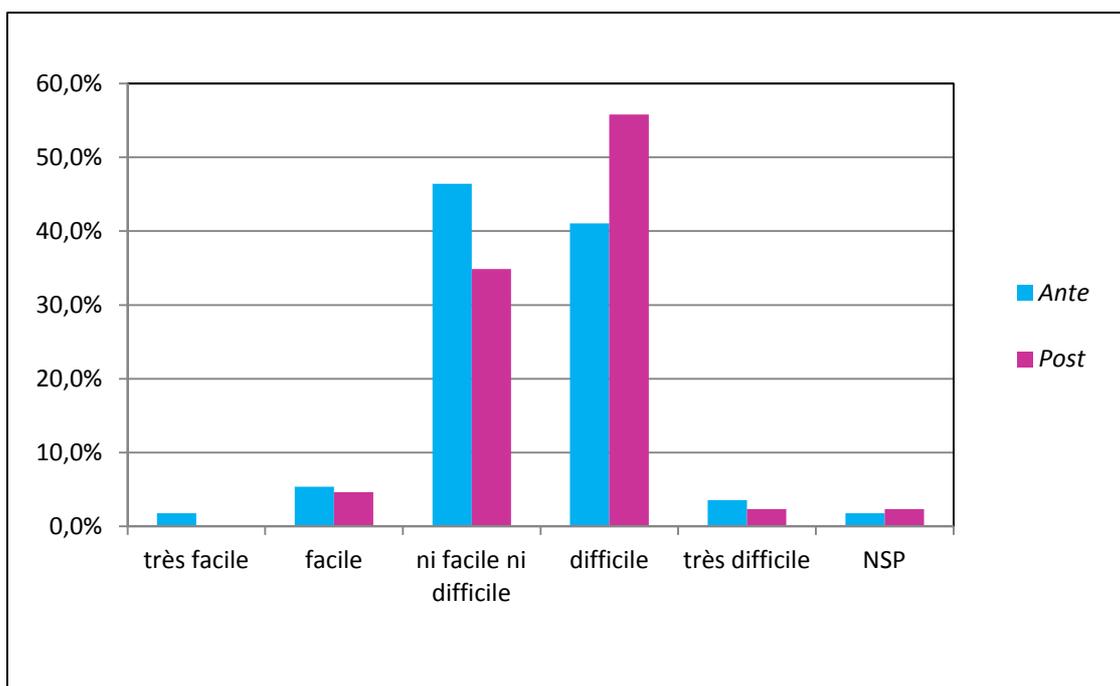


Figure 69 : Difficulté ressentie de l'exercice de choix pour les groupes Ante et Post

Les enquêtés du groupe *Ante* étant plus nombreux que ceux du groupe *Post* (56 contre 43), chaque sous-groupe a été ramené à 100%. 85 et 90% des individus des groupes respectivement *Ante* et *Post* ont trouvé l'exercice difficile ou se sont situés d'une façon neutre « ni facile, ni difficile ».

Cela confirme, comme le rappellent Shapansky et al. [284], l'hypothèse selon laquelle l'apport d'information en amont d'un sujet complexe pour une MCM est indispensable pour comprendre le sujet et être capable de réaliser des arbitrages. Cela corrobore également les propos recueillis dans le débriefing (cf. paragraphe 0), au cours duquel les individus du groupe *Ante* ont reconnu qu'ils auraient eu du mal à faire l'exercice de choix sans l'énoncé explicatif que le groupe *Post* n'a pas eu. En revanche, comme les réponses des individus à cette question sont essentiellement concentrées sur deux modalités dont la délimitation est subjective (la délimitation entre le « facile » et le « difficile » varie d'un individu à un autre), il semble *a priori* difficile de pouvoir utiliser cette variable dans l'explication du modèle.

La première question de la troisième partie de l'enquête porte sur la stratégie de choix déclarée par les individus. L'objectif de cette question est de détecter d'éventuels choix lexicographiques, souvent observés dans la MCM (cf. Chapitre II) et parfois considérés comme problématiques. La question proposée est fermée : « Quelle est l'affirmation qui correspond le mieux à la façon dont vous avez effectué vos choix ? » avec plusieurs modalités

de réponse qui figurent dans le questionnaire en annexe II-6. Avec l'aide de cette question, plusieurs de stratégies de choix ont été identifiées chez les enquêtés. Celles-ci sont présentées à la Figure 70.

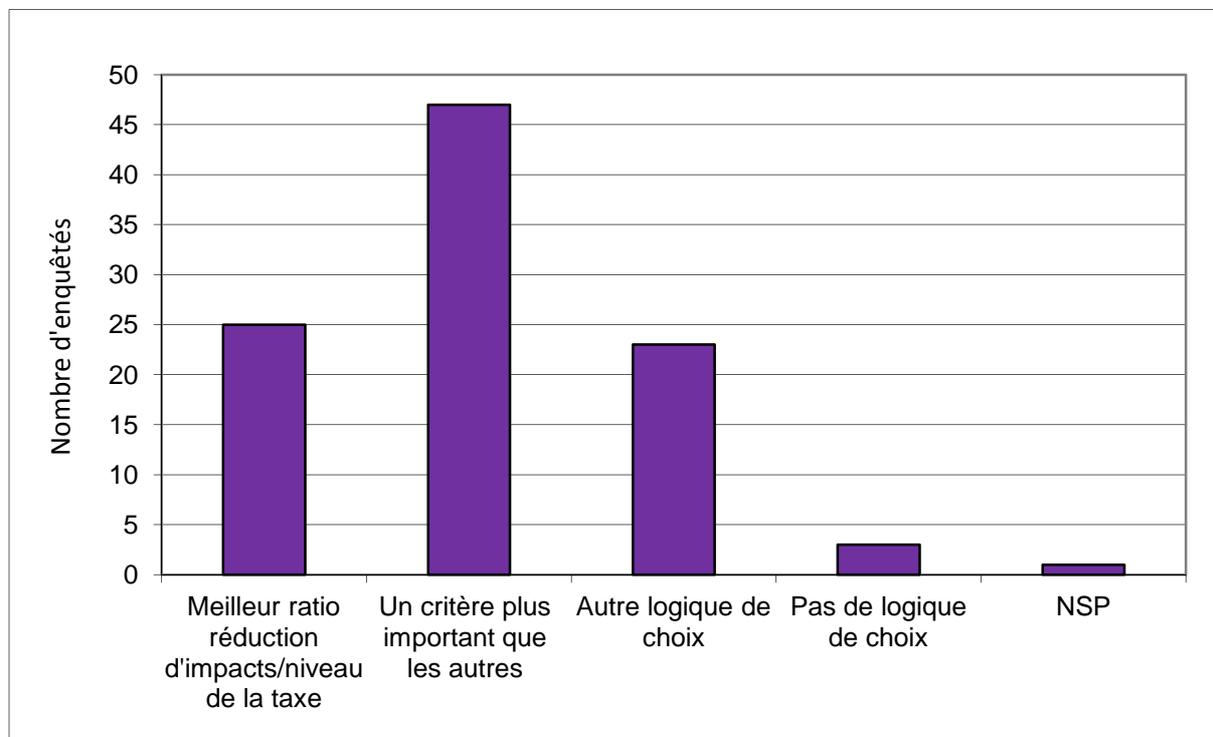


Figure 70 : Stratégies de choix mises en œuvre par les enquêtés (déclaration)

L'analyse du graphique de la Figure 70 montre qu'environ un quart des enquêtés a effectué un choix selon un processus d'arbitrage complet, alors que plus de deux tiers auraient eu des choix lexicographiques, soit selon « un critère plus important », soit selon « une autre logique ». Contrairement à ce qui a pu se pratiquer dans le domaine de l'Economie de la Santé (*Health economics*) comme le rappellent San Miguel et al. [285] ainsi que Lancsar et Louviere [223], ces choix lexicographiques ne seront pas écartés de l'analyse économétrique, pour les raisons invoquées dans la partie 3-1-4 du Chapitre II. En effet, choisir au regard « d'un critère plus important que les autres » ne signifie pas qu'aucun poids n'est accordé aux attributs moins importants que les autres, mais seulement que ce poids est plus faible. Cela peut donc bien correspondre à un processus d'arbitrage. En l'occurrence, une majorité d'individus ayant déclaré avoir fait un choix lexicographique semble accorder plus d'importance à l'atteinte à la santé humaine (trente cinq individus), quand quelques-uns privilégient l'augmentation de l'effet de serre (huit) ou d'autres encore déclarent faire leur choix selon deux critères ou selon une hiérarchisation de plusieurs critères (« autre logique »).

Ce constat basé sur les déclarations pourra être confronté avec les CAP estimés par la suite qui correspondent aux préférences des individus pour chaque catégorie d'impact.

2-2-3-2 Niveau d'information

Les attributs environnementaux sur lesquels les enquêtés doivent se positionner dans cette MCM sont complexes et abstraits par rapport à ce qui se fait classiquement avec cette méthode. La connaissance sur les impacts environnementaux, pour un individu lambda, n'est pas liée à son environnement quotidien. Elle ressort soit d'un intérêt particulier pour l'environnement, soit d'une information reçue par les médias sur ces impacts. Or cette information médiatique, plutôt rare, semble traiter inégalement ces impacts. En effet, les médias insistent davantage depuis quelques années sur le changement climatique et ses conséquences que sur la toxicité humaine. La question de l'épuisement des ressources commence à peine à être abordée avec la diminution des stocks de pétrole. La sur-médiatisation d'un impact au détriment des autres, comme l'augmentation de l'effet de serre, peut laisser penser à l'individu que cet enjeu est plus important que les autres qui n'ont pas été autant médiatisés. Il est donc légitime de supposer que cette information inégale entre les trois impacts est susceptible d'influencer les individus.

Il a donc été demandé aux enquêtés de déclarer leur niveau d'information au travers des médias pour chacune des trois catégories d'impacts afin d'observer si une distinction s'opère au niveau des impacts, puis au niveau des groupes *Ante* et *Post*. La question était la suivante: « Avez-vous l'impression d'être informé, au travers des médias, sur les problématiques environnementales suivantes ? », à laquelle les individus pouvaient répondre par cinq modalités.

La Figure 71 montre le niveau d'information déclaré par les enquêtés pour chacune des trois catégories d'impacts : l'augmentation de l'effet de serre (GWP), l'atteinte à la santé humaine (HTP) et l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables (ADP). Les différences entre les réponses des individus des groupes *Ante* et *Post* n'étant pas significatives, la distinction n'a pas été réalisée sur le graphique.

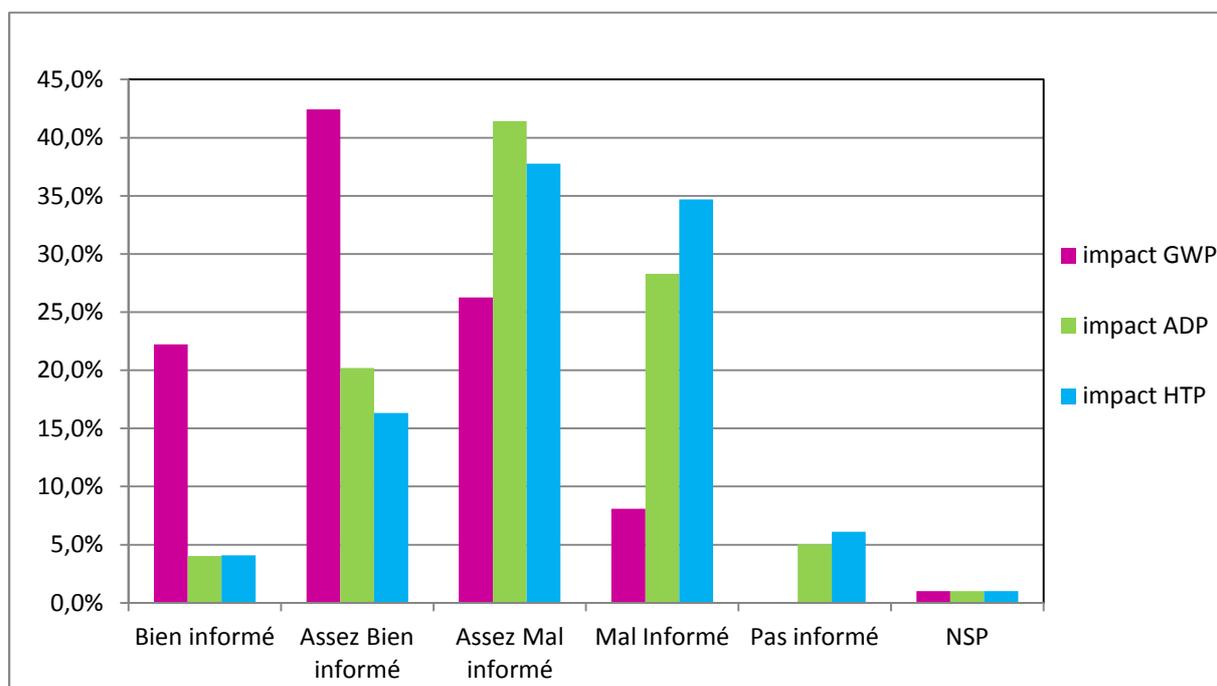


Figure 71 : Niveau d'information déclaré pour les trois catégories d'impacts

Le niveau d'information pour l'augmentation de l'effet de serre semble globalement satisfaisant, avec plus de 60% d'individus se déclarant bien ou assez bien informés. Quelle que soit la version de questionnaire, la plus forte modalité pour l'information relative à l'épuisement des ressources est « assez mal informé », suivie de « mal informé ». Toutes deux totalisent presque 70% des individus. En revanche, moins de 25% des individus jugent recevoir un niveau d'information satisfaisant. Le niveau d'information perçu et déclaré par les enquêtés est globalement plus mauvais que celui sur l'augmentation de l'effet de serre, en accord avec la médiatisation actuelle de chacun des deux impacts. Enfin, le niveau d'information pour l'atteinte à la santé humaine est très proche de celui sur l'épuisement des ressources avec environ 70% des individus qui se déclarent soit assez mal informés, soit mal informés, et moins de 20% qui pensent être bien ou assez bien informés.

L'analyse des niveaux d'information déclarés par les enquêtés pour les trois catégories d'impacts de la MCM confirme que l'impact le plus médiatisé, en l'occurrence l'augmentation de l'effet de serre, est le seul avec lequel plus de la moitié des enquêtés se considèrent comme bien ou assez bien informés. Le niveau d'information semble en revanche faible pour l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables et l'atteinte à la santé humaine.

Par ailleurs, le niveau d'information déclaré ne semble pas être affecté par la version du questionnaire, *Ante* ou *Post*, à laquelle l'enquêté a été soumis, ou il n'a pu être mis en évidence dans cette enquête. Pourtant, l'apport d'information *a priori* objective pour le groupe *Ante* est également supposé permettre aux individus de comparer cette information avec ce qu'ils pensaient connaître des impacts au travers des médias. Au contraire, certains individus du groupe *Post* peuvent penser être bien informés sur ces impacts alors qu'en réalité ils ne le sont pas.

2-2-3-3 Attitudes environnementales et sensibilité

Lors de la construction du questionnaire, la réflexion a été menée sur les variables comportementales susceptibles d'expliquer le choix des individus. Outre l'information dont chaque individu dispose au travers des médias, l'intérêt et la sensibilité pour l'environnement semblaient pouvoir orienter le choix des individus. La sensibilité à l'environnement a été évaluée par deux questions différentes, l'une indirecte et fermée et l'autre directe et fermée. La première, indirecte, demandait aux enquêtés de se positionner par rapport à des attitudes en faveur de l'environnement: « Avez-vous accompli l'une des actions suivantes au cours du dernier mois pour des raisons environnementales et non économiques ? ». La répartition des réponses à cette question est présentée dans le graphique de la Figure 72.

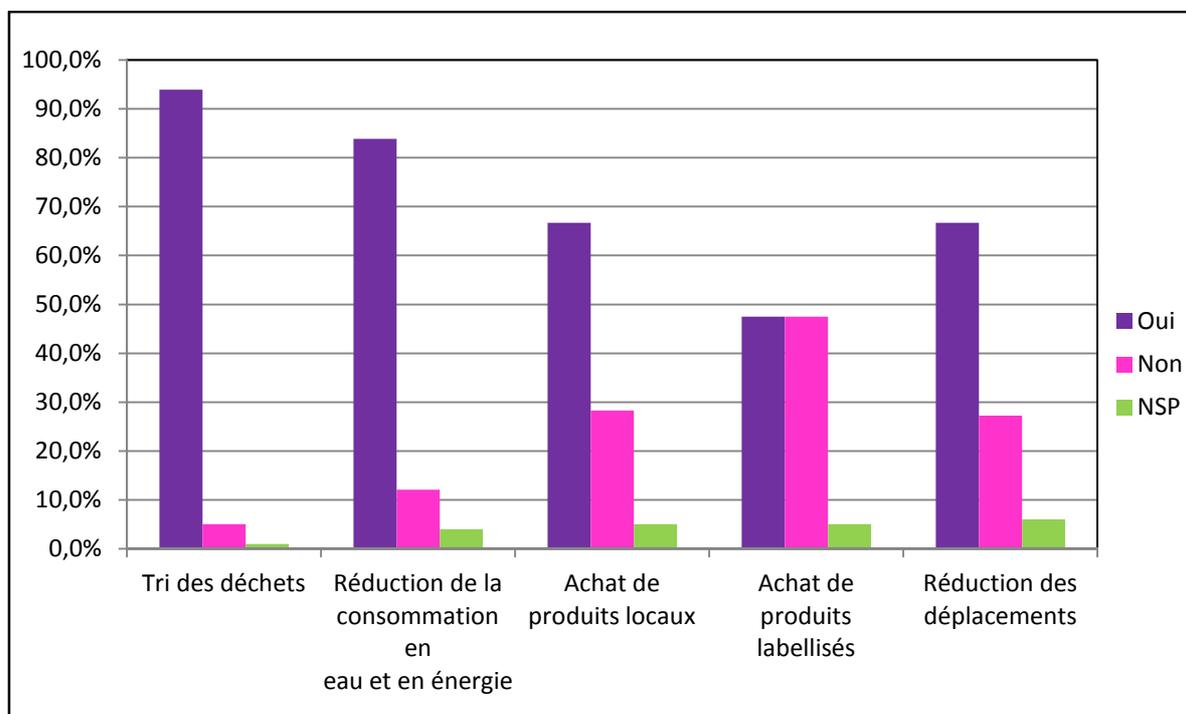


Figure 72 : Actions réalisées en faveur de l'environnement pour l'échantillon enquêté

Hormis pour l'achat de produits labellisés, toutes les actions en faveur de l'environnement sont déclarées être réalisées par au moins deux tiers des individus. Le score atteint même plus de 80% pour le tri des déchets et la réduction de consommation d'eau et d'énergie. Au regard des attitudes environnementales déclarées par les enquêtés, ces derniers sont *a priori* sensibles à l'environnement, ce que confirme la seconde question, directe et fermée. Il s'agissait de demander simplement aux individus s'ils se considéraient comme très, assez, peu ou pas du tout sensibles à l'égard de l'environnement. Les individus se sont massivement déclarés comme assez sensibles (70%), et dans une moindre mesure comme très sensibles. Le constat général issu de l'observation des réponses à ces deux questions est qu'une majorité d'individus se déclarent directement ou indirectement sensibles à l'environnement. Cette quasi absence de variabilité dans les réponses peut s'expliquer par deux raisons. D'une part les individus enquêtés ont probablement une sensibilité environnementale accrue grâce au milieu professionnel dans lequel ils évoluent : Irstea, Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture, dont une équipe travaillant sur la gestion environnementale des déchets biologiques, ainsi que le pôle énergie climat de la DDTM 35. D'autre part, ces déclarations massives en faveur de l'environnement peuvent aussi s'expliquer par le biais de *yeah saying*, qui consiste à ne pas répondre ce que l'on pense ou fait réellement, mais ce que l'on croit ou juge bon de penser ou de faire (ex : « Trier ses déchets, c'est bien, et pourtant je ne le fais pas »). Même si l'enquête est anonyme et que les individus ne sont pas confrontés directement aux enquêteurs, et que cela diminue la présence de ce biais, il existe malgré tout, les individus ayant tendance à se rallier à ce qu'ils considèrent comme bienpensant. Enfin, il a également été supposé que la sensibilité à l'environnement d'un individu pouvait s'expliquer par le fait d'avoir été précédemment exposé à des nuisances causées par des installations de traitement de déchets. De plus, l'exposition à de telles nuisances pourrait orienter le choix d'un individu, en axant par exemple sa décision sur le niveau de l'impact atteinte à la santé humaine. Seuls seize enquêtés ont déclaré avoir été confrontés à des nuisances dues à des installations de traitement de déchets.

2-2-3-4 Connaissances sur les impacts environnementaux

Les individus sont supposés maîtriser les attributs proposés dans une MCM afin d'être en mesure de choisir l'alternative qui présente le meilleur compromis au regard de ces attributs. Cependant, comme cela était prévisible, les individus ne semblent pas maîtriser les

trois impacts environnementaux utilisés dans le cadre de ce travail, du moins ils en ont une connaissance inégale au travers des médias (cf. 2-2-3-2). Au-delà du sentiment d'être informé sur les impacts environnementaux, il y a la connaissance de ces impacts, à savoir leurs principales causes et leurs principaux effets. Parmi les enquêtés se trouvent donc des individus qui maîtrisent globalement le sujet, d'autres qui pensent le maîtriser et/ou qui ne le maîtrisent pas. Il est par conséquent légitime de supposer qu'un individu qui ne maîtrise pas le sujet fera des choix plus aléatoires, ce qui souligne l'importance pour un sujet relativement complexe de donner de l'information en amont pour éclairer les individus. Or les individus du groupe *Post* n'ont pas eu dans l'énoncé de l'enquête les explications concernant les causes et les effets des impacts environnementaux. Leur niveau de connaissance n'est donc pas modifié par l'enquête. C'est pourquoi celui-ci a été testé auprès des individus du groupe *Post* par l'introduction de six questions supplémentaires, deux par catégorie d'impact, dans la troisième et dernière partie de l'enquête (cf. annexe II-6 relative au questionnaire). Une grille de notation a été construite pour attribuer une note « connaissance » à chaque individu (cf. III-14). Chaque question a été notée sur un point. Les scores sont présentés sous forme de quartiles dans le graphique de la Figure 73.

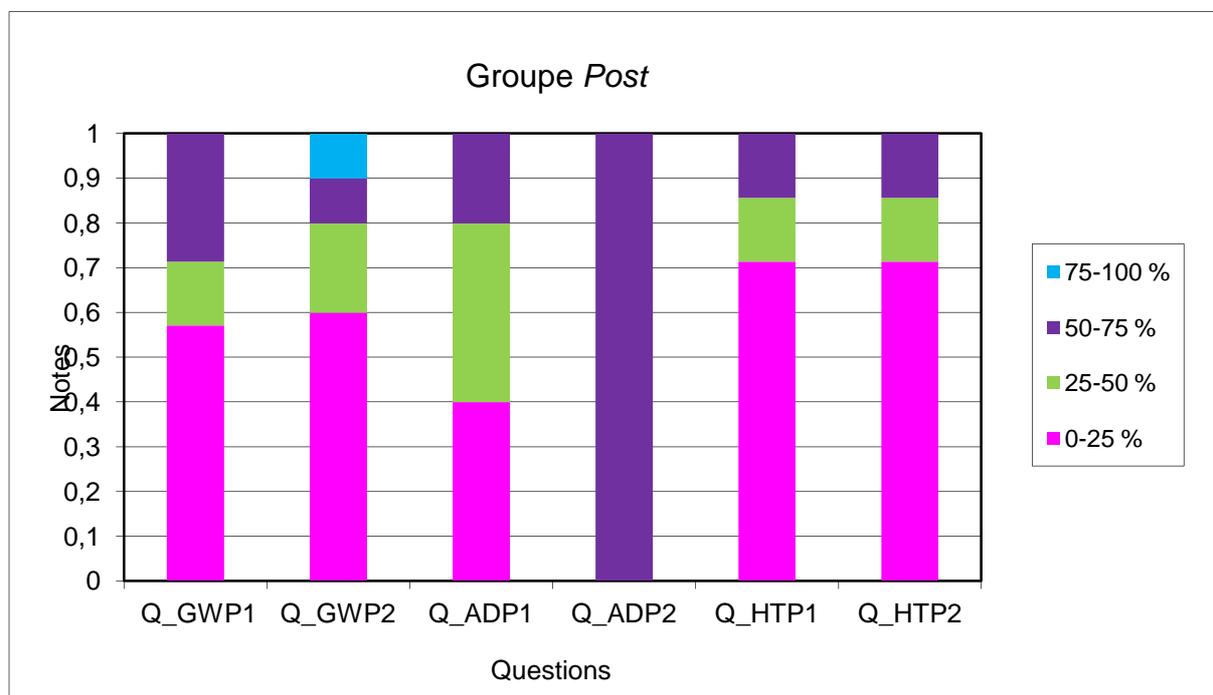


Figure 73 : Répartition en quartiles des notes obtenues sur la connaissance des impacts environnementaux

Les questions Q_GWP1 et Q_GWP2 se réfèrent à l'augmentation de l'effet de serre, Q_ADP1 et Q_ADP2 à l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables, et Q_HTP1

et Q_HTP2 à l'atteinte à la santé humaine. Cette représentation des quartiles sous forme d'histogramme se lit de la façon suivante. Par exemple, pour la question Q_GWP2, la tranche 0-25% s'arrête à 0,6. Cela signifie que 25% des individus ont une note inférieure ou égale à 0,6. La tranche 25-50% s'arrête à 0,8. Cela signifie que 50% des individus ont une note inférieure ou égale à 0,8, et que 25% des individus ont une note comprise entre 0,6 et 0,8. La tranche 50-75% s'arrête à 0,9. Cela signifie que 75% des individus ont une note inférieure ou égale à 0,9, et que 25% des individus ont une note comprise entre 0,8 et 0,9. Enfin, la tranche 75-100% indique que 25% des individus ont une note comprise entre 0,9 et 1.

Pour les questions relatives à l'augmentation de l'effet de serre et l'atteinte à la santé humaine, les individus ont globalement obtenu des notes assez élevées. 75% des individus ont une note supérieure ou égale à 0,7 pour l'atteinte à la santé humaine, tandis que 50% des individus ont une note supérieure ou égale à 0,7 et 0,8 pour les questions relatives à l'augmentation de l'effet de serre. Cependant, les notes sont beaucoup plus dispersées pour le premier quartile, où les scores s'échelonnent, pour ces deux impacts, entre 0 et 0,7.

La tendance diffère pour les scores obtenus pour l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables. Pour la question Q_ADP1, 50% de l'échantillon obtient une très bonne note, comprise entre 0,8 et 1, conformément aux scores obtenus pour les autres catégories d'impacts. En revanche, les notes basses sont plus nombreuses, avec 25% de l'échantillon obtenant une note située entre 0 et 0,4. Quant à la question Q_ADP2, elle a la particularité de ne pas être à choix multiples, contrairement aux cinq autres ; par conséquent la note obtenue ne peut être que 0 ou 1. 53% des enquêtés ont obtenu la note 0 et 47 % la note 1, d'où l'absence de représentation des deux premiers quartiles sur le graphique ci-dessus.

En conclusion, plus de la moitié de l'échantillon, globalement, possède une connaissance satisfaisante sur les impacts environnementaux au regard des questions posées et des critères de notation employés pour effectuer des arbitrages « éclairés ». Certains enquêtés ont en revanche des notes assez basses (<0,4), révélant, selon nos critères, une méconnaissance des impacts environnementaux, mais cela concerne moins d'un quart de l'échantillon.

Cependant, les bonnes notes obtenues dans leur ensemble auprès de l'échantillon du groupe *Post* laissant supposer une bonne connaissance des impacts environnementaux peuvent s'expliquer par plusieurs raisons non exclusives :

- le recours à un échantillon d'individus travaillant de façon plus ou moins directe dans le domaine de l'environnement, et donc avec une bonne connaissance sur les impacts environnementaux.
- le choix des questions posées pour évaluer les connaissances des individus, peut-être trop simple pour distinguer les différents niveaux de connaissance des individus sur les impacts environnementaux.

Avec le recul, il aurait été également intéressant de poser ces questions de connaissance aux individus du groupe *Ante*, pour mesurer l'impact éventuel de l'apport d'information supplémentaire sur les connaissances des individus.

2-2-4 Conclusion

L'analyse des réponses du questionnaire d'un point de vue simplement statistique/quantitatif montre dans un premier temps que, au regard des caractéristiques socio-économiques traditionnellement recensées, les modalités de certaines variables sont sous- ou sur-représentées par rapport à l'ensemble de l'échantillon, comme par exemple la catégorie socioprofessionnelle et le niveau d'études. Ces résultats sont liés au choix de l'échantillon, des salariés d'un institut de recherche public pour la très grande majorité. La construction du modèle économétrique permettra de voir dans quelle mesure ces modalités sous- ou sur-représentées expliquent les choix individuels. Ensuite, les variables comportementales qui ont été initialement supposées comme potentiellement explicatives des choix individuels présentent peu de variabilité pour l'échantillon enquêté. Cela pourrait s'expliquer par deux raisons. D'une part, les individus enquêtés seraient relativement sensibilisés à l'environnement et aux impacts environnementaux, grâce à leur situation professionnelle. D'autre part, les questions choisies pour évaluer leurs comportements, leurs niveaux d'information et leurs connaissances sur les impacts environnementaux ne seraient peut-être pas pertinents et ne permettraient pas de différencier suffisamment les comportements individuels. Enfin, certaines de ces variables potentiellement explicatives devront être travaillées (regroupement de modalités) pour les intégrer dans le modèle économétrique qui sera retenu.

2-3 Spécification du modèle économétrique et estimation des CAP

Le Chapitre II a précisé les bases du modèle économétrique à utiliser pour exploiter les résultats de l'enquête liée à la MCM. Le modèle multinomial ou le Logit conditionnel sont les modèles les plus fréquemment retenus pour le MCM. Ce sont des modèles linéaires qui expriment les choix des individus en fonction des niveaux des attributs des alternatives. Cependant, les individus enquêtés sont également caractérisés par d'autres critères que ceux du choix de l'alternative, en l'occurrence des critères socio-économiques, comportementaux et de connaissances en lien avec les impacts environnementaux ou l'environnement d'une manière plus générale. Ces critères individuels ont été recueillis grâce aux questions de la troisième partie de l'enquête, et ont permis de construire des variables individuelles potentiellement explicatives des choix des individus. Les modalités de ces variables pour l'échantillon enquêté ont été présentées dans la sous-section 2-2 précédente. Le modèle Logit multinomial de base peut donc se complexifier en intégrant des caractéristiques individuelles, avec ou sans interaction avec les attributs.

L'objectif de cette spécification est d'aboutir à un modèle économétrique satisfaisant, au regard de sa qualité d'ajustement mais aussi de sa conformité avec les hypothèses précédemment établies. Les coefficients estimés issue de la meilleure spécification réalisée serviront de support de calcul aux CAP de chaque catégorie d'impact. Enfin, les marges d'erreur sur les coefficients estimés seront calculées afin de relativiser si besoin est les classements et les écarts obtenus.

2-3-1 Spécification du modèle économétrique

Le modèle Logit conditionnel simple présenté dans le Chapitre II est utilisé avec le jeu de données relatives à l'échantillon enquêté. Les résultats de ce modèle sont ensuite analysés et interprétés au regard de sa qualité d'ajustement. Le non-respect de certaines hypothèses inhérentes au modèle, ainsi que l'amélioration de la qualité globale d'ajustement conduisent ensuite à implémenter le modèle Logit conditionnel simple. Les meilleures spécifications du modèle, même s'il peut encore être amélioré ultérieurement, sont également présentées et analysées.

2-3-1-1 Analyse du modèle Logit conditionnel simple

Cette analyse porte dans un premier temps sur la spécification du modèle économétrique compte tenu des attributs introduits dans la MCM, ainsi que sur l'effet de *Statu Quo* susceptible de se produire. Dans un second temps, les coefficients du modèle estimés sont présentés et mis en perspective au regard de la qualité du modèle économétrique choisi.

➤ Expression du modèle

Le modèle Logit conditionnel simple, appelé modèle M_0 , est celui initialement proposé par Mc Fadden [186], dans lequel le choix des individus, dans sa partie déterministe, est uniquement expliqué par les attributs présents sur les cartes de choix. Conformément à ce qui a été présenté dans la partie 2-1-3-2 du Chapitre II, la partie déterministe de l'utilité pour ce modèle M_0 se formule de la façon suivante:

$$V_{ij} = ASC_j + \beta_{ADP}X_{ADP,j} + \beta_{GWP}X_{GWP,j} + \beta_{HTP}X_{HTP,j} + \beta_{TEOM}X_{TEOM,j} \quad (\text{III. 1})$$

- V_{ij} est la partie déterministe de l'utilité indirecte de l'individu i choisissant l'alternative j .
- $X_{ADP,j}$, $X_{GWP,j}$, $X_{HTP,j}$, et $X_{TEOM,j}$ sont les attributs de l'alternative j pour respectivement l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables (ADP), l'augmentation de l'effet de serre (GWP), l'atteinte à la santé humaine (HTP), la taxe sur l'enlèvement des ordures ménagères résiduelles (TEOM).
- β_{ADP} , β_{GWP} , β_{HTP} , et β_{TEOM} sont les coefficients à estimer liés aux attributs mentionnés ci-dessus.
- Enfin, ASC_j est la constant spécifique à l'alternative j .

L'expression de la partie déterministe de l'utilité se résume donc à :

$$V_{ij} = ASC_j + \sum_k \beta_k X_{k,j} \quad (\text{III. 2})$$

➤ *Rappel sur l'utilisation des ASC*

L'ASC, *Alternative Specific Constant*, pour « constante spécifique à l'alternative » en français, est introduite dans les modèles économétriques pour deux raisons essentiellement. En général, l'ASC est incluse dans le modèle dans le but de prendre en compte les raisons pour lesquelles un individu choisit une alternative, indépendamment des niveaux des attributs [286] [189] [287]. En d'autres termes, l'ASC capture l'élément d'utilité d'une alternative que les attributs proposés sur les cartes de choix ne peuvent capter seuls [288]. Cela est notamment valable pour des alternatives labellisées pouvant se caractériser par d'autres attributs que ceux présentés sur les cartes de choix. L'ASC est aussi plus particulièrement utilisée afin de capter les effets de *Statu Quo* dans un modèle. Cet effet de *Statu Quo* se rencontre dans des situations de choix pour lesquelles une alternative de référence, le *Statu Quo*, est systématiquement présentée. Les individus sont supposés arbitrer entre toutes les alternatives en fonction des niveaux d'attributs. Or la situation de *Statu Quo* peut être choisie pour d'autres raisons que le meilleur compromis. En effet, un individu conservateur et opposé à tout changement [289], ou méfiant vis-à-vis de l'exercice de choix [290], ou encore un individu jugeant l'exercice de choix trop complexe [289] aura plus facilement tendance à opter pour le *Statu Quo*. La mise en place d'une ASC sur le *Statu Quo* va donc permettre de capter ces effets, qui seraient en son absence reportés sur les coefficients du modèle. Cependant, le recours aux ASC est critiqué dans la littérature. Certains considèrent que l'introduction de ces constantes améliore l'ajustement du modèle, mais ne sont pas réellement interprétables au regard des comportements de choix individuels [290].

Dans le cadre de ce travail, les ASC ont été introduites dans le Logit conditionnel simple décrit ci-dessus ainsi que dans les autres spécifications ultérieures du modèle, afin de capter les effets du *Statu Quo*, alternative présente sur chaque carte de choix. Pour des raisons de modélisation, les ASC ont été placées sur les alternatives A et B, ce qui revient à l'identique dans le raisonnement que de placer une seule ASC sur le *Statu Quo*. Ces ASC auront tendance à modifier les CAP car les coefficients β du modèle sont biaisés dès lors que les coefficients des ASC sont significatifs. On s'attend à ce que, pour des individus manifestant un certain conservatisme, le CAP soit moins élevé par nature que pour des individus prêts au changement.

➤ Résultats du Logit conditionnel simple-modèle M_0

Le Logit conditionnel simple, modèle M_0 , a été construit à partir des quatre vingt dix-sept questionnaires exploitables sur les quatre vingt dix-neuf personnes interrogées, chacun comportant six cartes de choix. La régression a donc été réalisée pour les 582 observations exploitables et uniquement sur les niveaux des attributs. Les principaux résultats figurent dans le Tableau 23 et le Tableau 24.

Tableau 23 : Résultats du Logit conditionnel simple- modèle M_0

Variables	Coefficients	t-stat
ASC (alt. A)	-0,506 (**)	-2,838
ASC (alt. B)	-0,310 (-)	-1,751
ADP	-9,229 (***)	-4,797
GWP	-0,026 (***)	-9,970
HTP	-1,297 (***)	-7,912
TEOM	-0,016 (***)	-4,418

Seuils de significativité : *** 1%, ** 1%, * 5%, et – 10%

Les coefficients du modèle M_0 sont tous significatifs (cf. Tableau 23) à moins de 1%, excepté pour l'ASC liée à l'alternative B dont le seuil de significativité est à moins de 10%. Ce seuil de significativité est d'ailleurs conservé à 10% pour le reste de l'analyse. En outre, comme cela était attendu, tous les coefficients sont de signe négatif. En effet, un coefficient négatif traduit le fait qu'une augmentation du niveau de l'attribut associé par rapport au niveau de référence diminue l'utilité de l'individu. Or, dans le cadre de cette enquête, une augmentation du niveau des attributs ADP, GWP ou HTP correspond à une augmentation du niveau de ces impacts, ce qui équivaut à une dégradation de la qualité de l'environnement entraînant une perte de bien-être, autrement dit une désutilité. Le coefficient associé à la taxe (TEOM) est évidemment négatif. Il correspond au fait que plus un individu paie pour un service rendu, plus son utilité diminue. Enfin, le signe négatif des ASC traduit le fait que choisir l'alternative A ou B par rapport au *Statu Quo* diminue globalement l'utilité. Ce modèle M_0 montre donc que les individus vont opter plus facilement pour le scénario de *Statu Quo*, indépendamment du niveau des attributs, notamment parce qu'ils préfèrent rester dans la situation actuelle de gestion des déchets, probablement par réticence au changement.

L'analyse des valeurs de ces coefficients ne permet pas en leur état actuel de hiérarchiser les préférences des enquêtés sur les impacts environnementaux, même si *a priori* l'épuisement des ressources (ADP) est l'impact le plus sensible car il occasionne la plus

grande désutilité pour une augmentation d'un kilogramme du niveau d'impact. Il faut garder à l'esprit que les niveaux d'attributs sont quantitatifs mais non comparables entre eux. Chaque impact est exprimé avec un indicateur de catégorie, dont l'unité et l'ordre de grandeur varient selon les catégories d'impacts. Une augmentation d'un kilogramme du niveau d'impact n'a donc pas le même écho pour l'épuisement des ressources (ADP) que pour la santé humaine (HTP) ou encore l'augmentation de l'effet de serre (GWP). Les préférences de l'échantillon enquêté seront analysées et hiérarchisées lors de la formulation des CAP relatifs, exprimés en pourcentage d'augmentation par rapport aux niveaux de référence (cf. 2-3-2-3).

En outre, des données et des tests statistiques permettent d'évaluer la qualité d'ajustement du modèle, mais aussi de comparer plusieurs modèles entre eux afin d'en sélectionner un. Ceux utilisés pour le choix de notre modèle économétrique sont présentés dans le Tableau 24 ci-dessous.

Tableau 24 : Données statistiques associées au Logit conditionnel simple- M_0

Données sur le modèle simple	Valeurs
Log-Likelihood	-540.48
McFadden R^2	0.123
McFadden R^2 ajusté	0,116
Likelihood ratio test	$\chi^2_{(4)}=151,76$

Le *Log-Likelihood*, ou log-vraisemblance, est intrinsèque au modèle et à la procédure d'optimisation utilisée qui a pour but de le maximiser. La valeur initiale de référence du *Log-Likelihood* est calculée de la façon suivante dans la procédure d'optimisation de Newton-Raphson :

$$LL = \log \left(\frac{1}{3} \right) \times n \quad (\text{III. 3})$$

Où n est le nombre total d'observations pour l'échantillon, en l'occurrence 582 ici, et où « $1/3$ » correspond à un choix équiprobable entre les trois alternatives présentes sur chaque carte de choix, sous l'hypothèse d'absence d'influence des variables explicatives du modèle. Ce *Log-Likelihood* vaut donc - 639,39 avant la procédure d'optimisation pour atteindre - 540,48. Plus la valeur du *Log-Likelihood* augmente, plus l'optimisation est efficace et meilleur est le modèle.

L'évaluation statistique de la régression et de la significativité du modèle est réalisée à partir de deux tests principalement, à savoir le test du rapport de vraisemblance, ou *Likelihood Ratio test* ou encore LR test, et le test de Wald [291]. Chacun de ces tests peut être utilisé pour tester la significativité globale du modèle, celle d'une variable ou d'un groupe de variables. Le test de Wald étant moins bon quand le nombre d'observations est faible, c'est le LR test qui lui a été préféré pour ce modèle conditionnel M_0 , ainsi que pour toutes les variantes qui suivront. Le LR test est ici utilisé pour déterminer la significativité globale d'un modèle. La statistique du test suite une loi de $\chi^2_{(r)}$ à r degrés de liberté, où r est la différence de degrés de liberté entre le modèle non contraint et le modèle contraint. Cette statistique est définie par la différence de la déviance entre le modèle contraint sous l'hypothèse H_0 et le modèle non contraint, sachant que la déviance (D) est calculée à partir du Log-Likelihood (LL) comme suit :

$$D = -2 \times LL \quad (\text{III. 4})$$

Le LR test se formule alors de la façon suivante :

$$LR \text{ test} = D_{c,H_0} - D_{nc} \quad (\text{III. 5})$$

$$\text{Ou encore } LR \text{ test} = -2(LL_{c,H_0} - LL_{nc}) \quad (\text{III. 6})$$

avec D_{c,H_0} la déviance du modèle contraint sous l'hypothèse H_0 , D_{nc} la déviance du modèle non contraint, LL_{c,H_0} le *Log-Likelihood* du modèle contraint sous H_0 et LL_{nc} le *Log-Likelihood* du modèle non contraint.

Le modèle M_0 , non contraint, a été comparé au modèle trivial pour lequel le choix est expliqué par une constante uniquement. Le modèle trivial est donc contraint sous l'hypothèse H_0 qui suppose que tous les coefficients du modèle sont nuls. Le nombre de degrés de liberté est donc ici le nombre de régresseurs, y compris les coefficients d'ASC. La valeur du test (cf. Tableau 24) est très fortement supérieure à la valeur du χ^2 à 10% lue dans la table (9,49). Cela montre que l'hypothèse H_0 est fortement rejetée, et que le modèle simple M_0 composé uniquement des variables attributs augmente le pouvoir explicatif par rapport au modèle trivial avec la constante.

Enfin, le R^2 de Mc Fadden et le R^2 ajusté de Mc Fadden fournissent une évaluation globale et empirique de la régression logistique et sont déterminés comme suit [291]:

$$R^2 = 1 - \frac{LL_e}{LL_t} \quad (\text{III. 7})$$

$$R^2 \text{ ajusté} = 1 - \frac{LL_e - k}{LL_t} \quad (\text{III. 8})$$

Le calcul fait intervenir le *Log-Likelihood* du modèle estimé, LL_e , et celui du modèle trivial, LL_t . Le R^2 ajusté tient également compte dans son calcul du nombre de paramètres k du modèle estimé. Ce sont deux indicateurs de la qualité de la régression. Celle-ci est considérée comme bonne pour ce type de modèle quand le R^2 de Mc Fadden est situé dans l'intervalle $[0,2-0,4]$, ce qui n'est pas le cas ici. Le choix des individus ne peut donc pas être expliqué uniquement à partir des niveaux des attributs. Le Logit conditionnel doit donc être complété avec d'autres variables, notamment des variables individuelles.

Au regard des différents paramètres d'estimation du modèle M_0 , ce dernier n'apparaît pas comme suffisamment satisfaisant. Ce modèle doit dans un premier temps être complété par des variables individuelles.

2-3-1-2 Amélioration du modèle M_0 avec introduction de variables individuelles

Le pouvoir explicatif du modèle peut être amélioré en rattachant le choix des enquêtés à leurs caractéristiques individuelles en complément des niveaux des attributs. Ce nouveau modèle M_1 , un Logit multinomial, intègre comme variables explicatives du choix des variables individuelles déjà décrites dans la partie 2-2 ainsi que les variables-attributs du modèle M_0 . Le nombre de variables explicatives étant trop important au regard du nombre d'individus au sens statistique (*nombre d'enquêtés* \times *nombre de choix par enquêté*) pour toutes les prendre en compte, une sélection doit être opérée avant de construire le modèle M_1 .

➤ *Choix des variables individuelles*

Les caractéristiques individuelles, présentées dans la partie 2-2 correspondent à des variables sociodémographiques, des variables comportementales à l'égard de l'environnement, des variables liées aux connaissances environnementales et au niveau d'information sur les impacts environnementaux. Toutes ces variables peuvent être considérées comme qualitatives puisque les quelques variables quantitatives ont été regroupées dans des classes. Ces variables peuvent être sélectionnées aléatoirement ou selon une procédure statistique. Il faut dans ce cas faire attention au format de présentation des variables individuelles. Ces dernières peuvent être qualitatives avec des caractères,

qualitatives avec des modalités codées en chiffres (1,2,3,...) ou encore qualitatives avec des modalités en *dummies*.

Cinq modalités de cinq variables différentes ont été retenues pour être intégrées dans le modèle Logit multinomial M_1 :

- $Z_{1,i}$: *niveau d'études_bac +4 à bac +5*
- $Z_{2,i}$: *sensibilité env._très sensible*
- $Z_{3,i}$: *CSP_employés*
- $Z_{4,i}$: *information ADP_bien informé*
- $Z_{5,i}$: *difficulté exercice_facile*

Ces variables sont des *dummies*. Chacune d'elle prend la valeur 1 si la réponse de l'individu correspond effectivement à cette modalité, 0 sinon.

➤ *Expression du modèle M_1*

Ce modèle est construit sur la base du modèle précédent M_0 , auquel sont ajoutées les cinq variables *dummies*, comme l'indique l'équation (III.9).

$$V_{ij} = ASC_j + \sum_k \beta_k X_{k,j} + \sum_l \delta_{l,j} Z_{l,i} \quad (\text{III. 9})$$

Dans ce modèle, les cinq variables individuelles $Z_{l,i}$ sont placées indépendamment et séparément des variables-attributs. Leurs coefficients respectifs $\delta_{l,j}$ sont en outre liés à l'alternative choisie sur la carte de choix. Il y aura donc un coefficient par modalité individuelle et par alternative (hors *Statu Quo*) outre les coefficients liés aux attributs comme dans le modèle M_0 . La probabilité que l'individu i choisisse l'alternative j s'exprime dans ce cas de la façon suivante :

$$P_{ij} = \frac{\exp(\beta X_{ij} + \delta_j Z_i)}{\sum_k \exp(\beta X_{ik} + \delta_k Z_i)} \quad (\text{III. 10})$$

➤ *Résultats*

Les résultats de l'estimation des coefficients du modèle M_1 figurent dans le Tableau 25.

Tableau 25 : Résultats du modèle M_1 avec variables individuelles

Variables	Coefficients		t-stat			
ASC (alt. A)	-0,976	(***)	-4,190			
ASC (alt. B)	-0,222		-1,063			
ADP	-9,506	(***)	-4,852			
GWP	-0,027	(***)	-10,130			
HTP	-1,323	(***)	-7,963			
TEOM	-0,018	(***)	-4,703			
	Alternative A		Alternative B			
Variables	Coefficients		t-stat	Coefficients		t-stat
bac +4 à bac+5	-0,457	(-)	1,6832	-0,165		-0,684
très sensible	0,592	(*)	2,1580	0,397		1,601
Employés	0,099		0,2530	-1,376	(***)	-3,390
bien informé sur ADP	0,499	(-)	1,8116	-0,174		-0,695
exercice facile	1,011	(*)	2,1291	0,665		1,415

*Seuils de significativité : *** 1%, ** 1%, * 5%, et – 10%*

Les coefficients des ASC et des attributs sont tous négatifs conformément à ce qui était attendu. Ils sont tous significatifs à moins de 1%, excepté pour celui lié à l'ASC de l'alternative B. Les coefficients liés aux attributs sont très proches de ceux du modèle M_0 ; l'introduction de variables individuelles dans le modèle M_1 a donc eu très peu d'influence sur les estimateurs liés aux attributs.

Par ailleurs l'introduction de variables individuelles sous la forme précédemment évoquée (séparées et indépendantes) est assez décevante en termes de significativité. Seuls les coefficients liés à l'alternative A, hormis pour la modalité « employés », sont significatifs, avec un seuil moins contraignant situé entre 5% et 10%. Pourtant, l'introduction de ces variables améliore la qualité d'ajustement du modèle, comme l'indique les valeurs du Tableau 26.

Tableau 26 : Données statistiques associées modèle M_1

Données sur le modèle complet	Valeurs
Log-Likelihood	-523,90
McFadden R^2	0,150
McFadden R^2 ajusté	0,135
Likelihood ratio test	$\chi^2_{(10)} = 33,16$

Le R^2 de Mc Fadden s'améliore mais reste encore en-dessous des 0,2 requis pour considérer la régression comme bonne. L'optimisation est un peu plus efficace pour le modèle M_1 avec un *Log-Likelihood* plus élevé par rapport au modèle M_0 . Enfin, le LR test entre les modèles M_1 -non contraint et M_0 -contraint montre que le modèle M_1 augmente le pouvoir explicatif. En effet, la valeur du test est nettement supérieure à la valeur du χ^2 lue dans la table (15,99). Ce résultat est somme toute logique puisqu'un plus grand nombre de variables a été introduit dans le modèle M_1 .

Le modèle M_1 est meilleur que le modèle M_0 , cependant la qualité de la régression peut encore être améliorée, de même que la significativité de certaines variables individuelles. Avant de passer à une étape supplémentaire dans l'implémentation du modèle économétrique, il faut s'assurer que celui-ci respecte la propriété d'*IIA* (*Independence of Irrelevant Alternatives*) ou d'indépendance au regard des alternatives non pertinentes, présumée dans la distribution des termes d'erreur précédemment choisie.

2-3-1-3 Limite du modèle (non respect de l'*IIA*)

En effet, lors de la construction du modèle Logit multinomial, il a été supposé que les termes d'erreur étaient distribués selon une loi de Weibull (cf. 2-3-1-1) pour laquelle les termes d'erreurs sont indépendamment et identiquement distribués (*iid*) entre alternatives. Cela implique que ces composantes stochastiques, captant les effets inobservés par le modèle de choix, ne sont pas corrélées entre alternatives. En d'autres termes, le respect de la propriété d'*IIA*, *Independence of Irrelevant Alternatives*, signifie que le ratio des probabilités de choix de deux alternatives sur une carte n'est pas affecté par le retrait ou l'introduction d'une alternative supplémentaire.

Le respect des *IIA* dans un modèle économétrique est généralement vérifié à l'aide du test d'Hausman et Mc Fadden [292], qui compare les estimateurs du modèle complet ($\hat{\beta}_f$), avec ceux d'un modèle restreint ($\hat{\beta}_s$) ne prenant en compte qu'un sous-groupe d'alternatives parmi toutes celles présentes sur les cartes de choix [293]. Comme l'explique Greene [293], si une alternative de la carte de choix est vraiment non pertinente, la retirer du modèle complet ne modifiera pas systématiquement l'estimation des paramètres ; mais si les ratios de probabilité de choix des alternatives restantes ne sont pas indépendants de celle(s) retirée(s), alors les paramètres estimés seront incohérents.

La statistique pour le test d'Hausman et Mc Fadden est la suivante :

$$HMF_{test} = (\hat{\beta}_s - \hat{\beta}_f)[\hat{V}_s - \hat{V}_f]^{-1}(\hat{\beta}_s - \hat{\beta}_f) \quad (III.11)$$

Où \hat{V}_f et \hat{V}_s sont respectivement les estimations asymptotiques des matrices de variance-covariance des modèles complet et restreint. La statistique de ce test suit une distribution de $\chi^2_{(r)}$ à r degrés de liberté où r est le nombre de paramètres à estimer dans le modèle. L'hypothèse d'*IIA* est rejetée si $HMF_{test} > \chi^2_{(r)}$.

D'autres tests peuvent également être mis en œuvre pour vérifier la propriété d'*IIA* du modèle économétrique, comme le test de Wald ou le test du rapport de vraisemblance (LR test). Ce dernier compare la déviance, calculée à partir de la log-vraisemblance, de deux modèles : un modèle non contraint et un modèle contraint sous l'hypothèse H_0 de respect de l'*IIA*. La statistique de ce test a déjà été présentée avec les équations (III.5) et (III.6). Elle suit dans ce cas une distribution du $\chi^2_{(1)}$ à un degré de liberté, et l'hypothèse H_1 de respect de l'*IIA* est rejetée si $LR_{test} > \chi^2_{(1)}$.

Le test d'Hausman et Mc Fadden a été choisi pour vérifier l'hypothèse d'*IIA* sur le modèle M_1 (cf. annexe III-15). La statistique du test vaut 208,14 et est très largement supérieure à celle du $\chi^2_{(10)}$ (15,99). L'hypothèse de respect de l'*IIA* est donc rejetée. Ce résultat pourrait entre autres s'expliquer par le fait que les alternatives présentes sur chaque carte de choix sont susceptibles d'être regroupées en deux sous-groupes, même si elles ne sont pas labellisées :

- D'une part les alternatives A et B, qui, quels que soient leurs niveaux d'attributs dans les différentes cartes de choix, proposent une modification de la filière de gestion des déchets, et donc une modification des impacts.
- D'autre part l'alternative de référence S ou le *Statu Quo*, qui correspond à la situation actuelle de gestion des déchets et du niveau d'impact actuel qui en découle.

Il est donc envisageable que les individus n'effectuent pas leurs choix directement au niveau des trois alternatives proposées, mais qu'ils se positionnent dans un premier temps pour le changement ou le *Statu Quo*. S'ils optent pour le changement, ils feront dans un second temps le choix entre l'alternative A et l'alternative B. Dans ce cas, l'introduction des ASC ne suffit pas à traiter la question du rôle et de la perception du *Statu Quo*.

Cette explication n'est pas la seule pour expliquer le rejet de l'*IIA*. En effet, la propriété d'*IIA* découle du fait que les termes d'erreur choisis sont indépendants et identiquement distribués, autrement dit indépendants et homoscédastiques. Or une hétérogénéité individuelle pour l'échantillon enquêté est également envisageable et pourrait être prise en compte dans le modèle par les effets observés, les coefficients β , et/ou par les effets inobservés, à savoir les termes d'erreur ε_{ij} .

Le modèle économétrique M_1 doit par conséquent être modifié pour dépasser ce problème de violation de l'hypothèse d'*IIA*.

2-3-1-4 Choix et analyse d'un modèle incluant de l'hétérogénéité individuelle

Le non respect de l'*IIA* par le modèle M_1 conduit à sélectionner une autre modèle économétrique qui soit adapté à la prise en compte de l'hétérogénéité individuelle. Une fois ce nouveau modèle choisi, celui-ci est exprimé en fonction des attributs de la MCM et des variables individuelles retenues pour l'analyse. Les résultats de ce modèle, incluant la qualité du modèle et les coefficients estimés, sont ensuite présentés et discutés.

➤ Choix du modèle

L'hypothèse d'*IIA* étant rejetée, le modèle Logit multinomial simple tel que le modèle M_1 ne peut être utilisé pour estimer les coefficients qui seront utilisés dans le calcul des CAP pour la réduction des impacts environnementaux. Plusieurs modèles alternatifs sont proposés dans la littérature pour relâcher l'hypothèse d'*IIA* [294] [293], dont les modèles *Nested Logit*, *Heteroscedastic Logit*, et *Random Parameter Logit*, ce dernier étant également connu sous le nom de *Mixed Logit*.

- Le *Nested Logit* ou Logit emboîté est effectivement adapté aux cas où le choix entre alternatives s'effectue à plusieurs niveaux. Cela reprend ce qui été expliqué précédemment pour notre cas avec un premier niveau de choix entre le maintien de la situation actuelle contre le changement, puis un second niveau de choix parmi les alternatives de changement. Le *Nested Logit* permet d'avoir une hétérogénéité entre les groupes d'alternatives, au sein desquels la propriété d'*IIA* est maintenue [293]. Mais ce modèle ne traite pas de l'hétérogénéité individuelle. En outre, il semble essentiellement

être utilisé avec des alternatives de choix labellisées, ce qui n'est pas le cas dans cette méthode des choix multiples.

- L'*Heteroscedastic Logit* ou Logit hétéroscédastique [295] prend cette fois en compte l'hétéroscédasticité entre toutes les alternatives et pas uniquement entre les groupes d'alternatives comme le *Nested Logit*. Dans les modèles disponibles sous le logiciel R, les termes d'erreur ε_{ij} sont hétéroscédastiques selon l'alternative j , mais pas selon l'individu i .
- Le *Random Parameter Logit* (RPL) ou Logit à paramètres aléatoires est un modèle prenant en compte l'hétérogénéité individuelle en faisant varier les paramètres estimés d'un individu à un autre [294]. Les coefficients β ne sont donc pas fixés mais sont en partie aléatoires et déterminés par des simulations selon une certaine loi de distribution. La valeur retenue pour chaque coefficient β (un par individu et par attribut) est la moyenne des β simulés. Même si cette composante aléatoire est intégrée dans la partie déterministe de l'utilité, cette hétérogénéité individuelle reste inobservée car elle n'est pas expliquée par un ensemble de variables individuelles.

Seul le modèle RPL rend compte de l'hétérogénéité individuelle puisque les modèles *Nested* et *Heteroscedastic logit* sont surtout adaptés pour traiter l'hétérogénéité entre alternatives ou groupes d'alternatives. Cependant, plutôt que d'estimer des coefficients β à partir de simulations comme dans le RPL, il semble intéressant de se limiter dans un premier temps à une hétérogénéité observée qui est fonction de variables individuelles, comme l'ont fait Karousakis et Birol [229] dans la mise en œuvre d'une MCM liée à des options de collecte des déchets ménagers.

➤ *Expression du modèle*

Le modèle M_2 est un modèle multinomial à effets croisés dans lequel les variables individuelles Z_i interagissent avec les attributs. Comme pour le modèle M_1 , toutes les variables individuelles ne peuvent être intégrées dans le modèle M_2 . Le choix de ces variables s'est porté sur la sélection des cinq *dummies* réalisée pour le modèle M_1 , au regard des statistiques descriptives présentées dans la sous-section 2-2. Pour mémoire, ces cinq *dummies* sont :

- $Z_{1,i}$: *niveau d'études_bac +4 à bac +5*
- $Z_{2,i}$: *sensibilité env._très sensible*
- $Z_{3,i}$: *CSP_employés*

- $Z_{4,i}$: *information ADP_bien informé*
- $Z_{5,i}$: *difficulté exercice_facile.*

Une autre variable individuelle a été ajoutée au modèle sans interagir avec les variables attributs. Il s'agit de la stabilité des choix, $Z_{stab,i}$, qui prendra la valeur 1 si c'est effectivement le cas ou la valeur 0 autrement. La façon dont est introduite cette variable dans le modèle revient à considérer que l'instabilité est captée par une différence dans l'espérance mathématique de la partie aléatoire de l'utilité.

La forme déterministe pour ce modèle M_2 est donc la suivante :

$$V_{ij} = ASC_j + \sum_k \beta'_{k,i} \cdot X_{k,j} + \delta_{stab,j} Z_{stab,i} \quad (\text{III. 12})$$

$$\text{avec } \beta'_{k,i} = \alpha_0^k + \sum_l \alpha_l^k \cdot Z_{l,i} \quad (\text{III. 13})$$

Les coefficients β' s'expriment comme une combinaison linéaire des cinq variables *dummies* présentées ci-dessus. Les paramètres α_l^k sont des coefficients d'interaction entre la variable attribut X_k et la variable individuelle Z_l . Ces α_l^k sont les coefficients estimés avec le Logit multinomial dans le logiciel R qui permettent ensuite de calculer les β' par attribut et par individu (cf. annexe III-16 pour les valeurs des coefficients β' du modèle M_2).

La probabilité que l'individu i choisisse l'alternative j s'écrit alors :

$$P_{ij} = \frac{\exp(\beta'_i X_{ij} + \delta_j Z_{stab})}{\sum_k \exp(\beta'_i X_{ik} + \delta_k Z_{stab})} \quad (\text{III. 14})$$

➤ Résultats

Les résultats de l'estimation du modèle figurent dans le Tableau 27.

Tableau 27 : Résultats du modèle M₂ avec effets croisés individuels

Variables	Coefficients		t-stat
ASC (alt. A)	-0,109		-0,430
ASC (alt. B)	0,109		0,447
ADP	-18,699	(***)	-5,928
GWP	-0,040	(***)	-9,358
HTP	-2,422	(***)	-9,161
TEOM	-0,028	(***)	-5,624
ADP*bac +4 à +5	4,331		1,167
ADP* très sensible	4,630		1,288
ADP* employés	22,835	(***)	4,055
ADP* bien informé sur ADP	10,534	(**)	2,904
ADP* exercice facile	8,190		1,220
GWP*bac +4 à +5	0,015	(**)	2,650
GWP* très sensible	0,005		0,882
GWP* employés	0,034	(***)	3,711
GWP* bien informé sur ADP	0,013	(*)	2,112
GWP* exercice facile	0,002		0,170
HTP*bac +4 à +5	1,211	(***)	3,765
HTP* très sensible	0,818	(*)	2,556
HTP* employés	2,040	(***)	4,265
HTP* bien informé sur ADP	0,738	(*)	2,203
HTP* exercice facile	0,861		1,552
TEOM*bac +4 à +5	0,003		0,452
TEOM* très sensible	0,018	(**)	2,913
TEOM* employés	0,005		0,584
TEOM* bien informé sur ADP	0,009		1,405
TEOM* exercice facile	0,0220	(*)	2,041
alt. A* stabilité	-0,680	(**)	-2,617
alt. B * stabilité	-0,696	(**)	-2,981

Seuils de significativité : *** 1%, ** 1%, * 5%, et – 10%

Les coefficients α_0^k correspondent aux paramètres estimés pour les quatre attributs seuls, à savoir ADP, GWP, HTP et TEOM. Les coefficients α_l^k d'interaction entre les attributs et les variables individuelles s'étendent de « ADP* bac+4 à bac+5 » à « TEOM* exercice facile ». Enfin, les coefficients liés à la stabilité des choix sont présentés en fin de tableau.

Contrairement aux deux modèles précédents, les coefficients des ASC ne sont plus de même signe. Choisir l'alternative A, en première position sur les cartes de choix, augmenterait l'utilité alors que choisir l'alternative B, en deuxième position sur les cartes, diminuerait cette utilité. Le modèle M₂ ainsi construit ne capte donc plus d'effet *Statu Quo*. En outre, les coefficients ne sont plus significatifs. Les coefficients « simples » liés aux

attributs et sans interaction avec les variables individuelles sont tous très significatifs et du signe attendu, à savoir que l'utilité d'un individu diminue quand les niveaux d'impact augmentent. Les coefficients d'interaction entre attributs et variables individuels ne sont pas tous significatifs, comme le souligne le Tableau 28.

Tableau 28 : Significativité des interactions attributs-variables individuelles

	Bac +4 à bac +5	Très sensible	employés	Bien informé ADP	Exercice facile
ADP			(***)	(**)	
GWP	(**)		(***)	(*)	
HTP	(***)	(*)	(***)	(*)	
TEOM		(**)			(*)

Seuils de significativité : *** 1%, ** 1%, * 5%, et – 10%

Quatre coefficients sur cinq sont significatifs pour les variables en interaction avec l'impact sur l'atteinte à la santé humaine (HTP), trois sur cinq le sont avec l'impact sur l'augmentation de l'effet de serre (GWP) et enfin seulement deux sur cinq le sont avec l'impact sur l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables (ADP) et l'attribut monétaire (TEOM). Seule la moitié des interactions est donc significative. Toutes les variables individuelles ont au moins une interaction significative avec un attribut. Ce constat est très net avec la CSP « employés », mais aussi avec la catégorie d'individus se sentant bien informés sur l'impact ADP.

Enfin, les coefficients sur la stabilité, tous deux significatifs, tendraient à montrer qu'un individu stable a une utilité inférieure à un individu instable en choisissant l'alternative A ou B. L'effet de *Statu Quo* semblerait se produire uniquement pour le sous-groupe d'individus stables. A ce titre, le modèle M₂ a été testé avec les sous-échantillons d'individus stables et instables. Les résultats (cf. annexe III-17) montrent que la régression est meilleure pour l'échantillon stable (R² de 0,26 contre 0,18), et que le nombre de variables significatives est aussi plus important (15 contre 11). En outre, l'effet *Statu Quo* est bien observé pour le groupe stable avec les coefficients des ASC négatifs et significatifs, alors que ce n'est pas le cas pour le groupe instable. Au final, le modèle semble mieux ajusté pour les individus stables pour lesquels les choix sont moins aléatoires que ceux du groupe instable. Cette différence peut également s'expliquer d'un point de vue statistique, puisque l'effectif associé au groupe instable représente une trentaine d'individus, ce qui ne paraît pas suffisant pour juger de la qualité d'un modèle pour lequel vingt-six coefficients sont à estimer.

Les données statistiques permettant de juger de la qualité de la régression et de l'ajustement du modèle M₂ figurent dans le Tableau 29 ci-dessous.

Tableau 29 : Données statistiques associées modèle M₂

Données sur le modèle complet	Valeurs
Log-Likelihood	- 498,30
McFadden R ²	0,192
McFadden R ² ajusté	0,151
Likelihood ratio test	$\chi^2_{(12)} = 51,20$

La valeur du *Log-Likelihood* est maximisée par rapport aux deux précédents modèles. Le modèle M₂ est donc le plus optimisé des trois présentés. La valeur du R² de Mc Fadden (0,192), qui est aux portes de l'intervalle [0,2-0,4], montre que la régression est cette fois relativement satisfaisante. Enfin, le test du rapport de vraisemblance avec le modèle M₁-contraint montre que le modèle M₂ augmente encore le pouvoir explicatif. La valeur du test est effectivement supérieure à la valeur du χ^2 lue dans la table (18,55).

➤ *Respect de l'hypothèse d'IIA*

Avant de pouvoir estimer les CAP individuels pour chaque catégorie d'impact à partir des coefficients précédemment estimés du modèle M₂, il faut s'assurer que le modèle respecte cette fois-ci l'hypothèse d'IIA.

Le test d'Hausman et Mc Fadden [292] présenté dans le paragraphe 2-3-1-3 est utilisé pour tester l'hypothèse d'IIA avec le modèle M₂ (cf. annexe III-18). La statistique du test vaut - 135,75, avec une *p-value* de 1, et se trouve être très inférieure à celle du $\chi^2_{(26)}$ (38,89). L'hypothèse d'IIA est donc respectée avec le modèle M₂. Ce dernier permet donc de dépasser cette limite observée précédemment avec le modèle M₁.

2-3-1-5 Conclusion

Le modèle M₂ permet d'introduire de l'hétérogénéité observée pour expliquer les choix des individus et permettra d'obtenir des CAP par impact et par individu. L'hétérogénéité observée est fonction de cinq variables *dummies* qui finalement ne sont peut-être pas les plus appropriées pour expliquer cette variabilité individuelle. Des interactions avec uniquement des variables liées à l'attitude environnementale, l'information et la connaissance sembleraient plus cohérentes même si ces variables ne sont pas ressorties lors des procédures de sélection. L'introduction de la variable sur la stabilité des choix, sans interaction avec les attributs, permet dans une moindre mesure de différencier l'utilité et le

choix des individus stables et instables. Cependant, cette variable stabilité aurait pu être intégrée différemment dans le modèle, soit en la plaçant avec les autres variables individuelles d'interaction, soit en expliquant la stabilité à partir d'autres caractéristiques individuelles afin de construire un modèle avec *scale parameter*. Cette seconde option est discutée dans la partie 2-5-2.

Au final, même si le modèle M_2 est encore perfectible pour les raisons évoquées ci-dessus, c'est celui qui a été retenu pour calculer les CAP de chaque individu pour chaque impact environnemental.

2-3-2 Calcul et Expression des CAP

Le calcul des CAP est réalisé à partir des coefficients du modèle M_2 qui permettent d'obtenir, grâce à l'introduction d'une hétérogénéité individuelle observée, un CAP par impact et par individu. Une fois rappelée la formule de calcul empirique, les CAP sont calculés dans un premier temps sous forme brute (en €/kg), pour pouvoir ensuite les appliquer aux résultats d'ACV présentés dans la partie 1-3-2, puis dans un second temps sous forme relative (en €/%) pour hiérarchiser les préférences individuelles en termes d'impacts, ces derniers n'étant pas exprimés avec le même indicateur de catégorie et avec les mêmes ordres de grandeur. Rappelons enfin que la détermination de ces CAP individuels repose sur l'hypothèse selon laquelle l'enquêté répond en tant qu'individu. Le CAP estimé correspond donc bien dans ce cas à un CAP individuel, et non pas à celui d'un ménage.

2-3-2-1 Formule empirique

Le calcul d'un CAP marginal s'appuie sur la notion de taux marginal de substitution (TMS) évoquée dans la partie 2-1-1-1 du Chapitre II permettant de calculer le taux auquel un consommateur est disposé à substituer un bien à un autre. Ainsi, dans le cas d'une utilité linéaire, le CAP marginal lié à un attribut X_k est équivalent à un TMS entre l'attribut en question et l'attribut monétaire P . Ce TMS ou CAP marginal, également appelé prix implicite, correspond alors au rapport entre les coefficients estimés pour les deux attributs :

$$CAPm_{X_k} = \frac{\partial V / \partial X_k}{\partial V / \partial P} = \frac{\beta_k}{\beta_P} \quad (\text{III. 15})$$

Dans le cadre de la thèse, les CAP marginaux sont en outre propres à chaque individu i en raison de la spécification du modèle M_2 . Ils s'expriment donc pour chaque attribut-impact environnemental X_k :

$$CAPm_{X_k,i} = \frac{\partial V / \partial X_k}{\partial V / \partial P} = \frac{\beta'_{k,i}}{\beta'_{TEOM,i}} \quad (\text{III. 16})$$

Ce CAP correspond à la valeur de l'utilité marginale pour la réduction d'un kilogramme du niveau de l'impact k . Par ailleurs, chacun de ces CAP marginaux peut être confondu avec un CAP moyen étant la partie déterministe de l'utilité associée au modèle économétrique M_2 est linéaire par rapports aux attributs (en raison de leur parfaite substituabilité). Cette propriété est utile pour monétariser les niveaux d'impacts de l'augmentation de l'effet de serre, de l'épuisement des ressources et de l'atteinte à la santé humaine pour les scénarios de gestion de déchets évalués par ACV (cf. partie 1-3-2).

2-3-2-2 Résultats bruts (en €/kg)

Les CAP dits « bruts » sont exprimés en €/kg de substance de référence, cette dernière étant propre à chaque catégorie d'impact. Il s'agit de l'antimoine (Sb) pour l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables (ADP), du dichlorobenzène (DCB) pour l'atteinte à la santé humaine (HTP) et du dioxyde de carbone (CO_2) pour l'augmentation de l'effet de serre (GWP). Les CAP ont été calculés pour le modèle Logit conditionnel simple M_0 , et pour le modèle M_2 prenant en compte une hétérogénéité individuelle. Les CAP estimés figurent dans le Tableau 30 ci-dessous.

Tableau 30 : CAP bruts pour les modèles M_0 et M_2

	Modèle simple M_0 (CAP moyen)	Modèle M_2 (CAP médian)	Modèle M_2 (CAP moyen)
CAP ADP (€/kg-équ.Sb)	570,7	676,6	2266,0
CAP HTP (€/kg-équ.DCB)	80,2	87,6	523,5
CAP GWP (€/kg-équ. CO_2)	1,6	1,5	13,3

Le modèle simple M_0 fournit un CAP moyen par impact et représentatif de l'échantillon enquêté alors que le modèle M_2 permet d'estimer un CAP par impact et par individu. Les CAP moyens et médians du modèle M_2 ont été reportés dans le Tableau 30. Les

CAP moyens sont uniquement donnés à titre de comparaison. En effet, les valeurs moyennes n'ont pas de représentativité particulière, étant donné que la distribution des CAP individuels pour le modèle M₂ est très étalée, avec des valeurs extrêmes positives mais aussi négatives (cf. annexe III-19). C'est pourquoi les valeurs médianes leur ont été préférées. Le CAP médian correspond en outre à la valeur monétaire qui ne peut être rejetée par une majorité et a plus de légitimité en termes d'acceptabilité qu'une valeur moyenne. La distribution des CAP individuels du modèle M₂ sera analysée dans la partie suivante 2-3-2-3 sur les CAP normalisés.

La comparaison des CAP entre les deux modèles montre des écarts relatifs entre 6 et 15% selon les catégories d'impact, mais les ordres de grandeur ainsi que la hiérarchisation des CAP sont identiques dans les deux cas. Toutefois ces résultats bruts ne permettent pas de hiérarchiser les préférences de l'échantillon enquêté puisqu'il n'y a pas d'équivalence entre 1 kg de CO₂ et 1 kg d'antimoine. En revanche, ces facteurs de pondération monétaires seront utilisés pour comparer d'une part le poids des impacts au sein de chaque scénario de gestion de déchets, et d'autre part le poids des impacts entre scénarios par le biais d'une agrégation en un score unique sur chaque scénario (cf. 2-4-1).

2-3-2-3 Résultats normalisés (en €/%)

Pour exprimer les CAP en relatif, à savoir en euros par pourcentage de réduction du niveau de l'impact, il faut rendre adimensionnelles les variables X_k de la partie déterministe V_{ij} de la fonction d'utilité en les normalisant par leur niveau de référence respectif correspondant aux impacts et au montant de taxe du scénario de *Statu Quo*. Par conséquent, les coefficients β'_k sont également adimensionnels. La partie déterministe de l'utilisée normalisée prend la forme suivante :

$$V_{ij} = ASC_j + \sum_k \beta''_{k,i} \cdot \frac{X_{k,j}}{X_{k,ref}} + \delta_{stab,j} Z_{stab,i} \quad (\text{III. 17})$$

L'égalité avec la version non normalisée de cette utilité conduit à l'expression suivante pour les coefficients estimés adimensionnels β''_k :

$$\beta''_k = \beta'_k \cdot X_{k,ref} \quad (\text{III. 18})$$

Les CAP sont donc exprimés en % de taxe supplémentaire par % de réduction du niveau d'impact. Mais comme une augmentation de 1% du niveau de la TEOM correspond à

1€, les CAP normalisés peuvent s'exprimer en euros par pourcentage de réduction du niveau d'impact.

➤ *Résultats généraux*

Les CAP normalisés ont été recalculés et sont présentés dans le Tableau ci-dessous.

Tableau 31 : CAP normalisés pour les modèles M₀ et M₁

	Modèle simple M₀ <i>(CAP moyen)</i>	Modèle M₂ <i>(CAP médian)</i>	Modèle M₂ <i>(CAP moyen)</i>
CAP ADP <i>(€/ % de réduction)</i>	0,80	0,95	3,17
CAP HTP <i>(€/ % de réduction)</i>	1,55	1,69	10,10
CAP GWP <i>(€/ % de réduction)</i>	1,59	1,44	13,14

L'expression des CAP en relatif est un moyen pour comparer les préférences des individus de l'échantillon enquêté. Les CAP moyens pour le modèle M₂ sont donnés à titre indicatif. La hiérarchisation des CAP, pour le modèle M₀ et les CAP médians du modèle M₂, est inversée par rapport aux calculs bruts du Tableau 30. Les CAP des individus sont les plus forts pour l'atteinte à la santé humaine (HTP) et l'augmentation de l'effet de serre (GWP), traduisant une attention plus marquée pour ces deux impacts. Le modèle simple M₀ place à égalité les deux catégories d'impacts, avec un écart relatif de 2,5%, alors que le modèle M₂ donne un poids légèrement plus fort à l'atteinte à la santé humaine, mais l'écart relatif est peu significatif (15%). En revanche, l'impact sur l'épuisement des ressources n'apparaît pas comme une priorité. Cela est conforme aux débriefings réalisés en fin d'enquête où le niveau d'impacts sur la santé humaine et l'augmentation de l'effet de serre semblent avoir été des critères déterminants des choix des individus.

➤ *Distribution des CAP individuels du modèle M₂*

Cependant, les CAP du modèle M₂ ne se résument pas aux valeurs médianes et moyennes présentées dans le Tableau 31. La distribution individuelle des CAP relatifs à chaque catégorie d'impact figure dans le graphique ci-dessous. Les CAP ont été répartis dans des classes d'intervalles unitaires afin d'en faciliter la lecture.

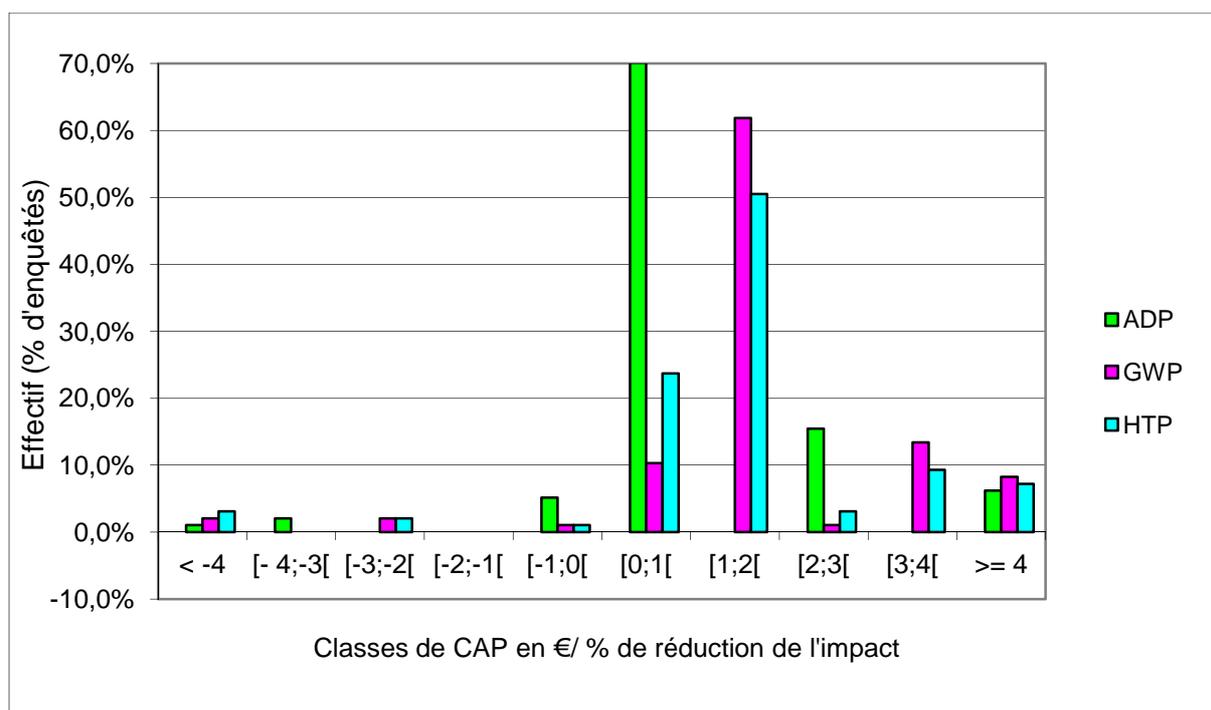


Figure 74 : Répartition des CAP normalisés en intervalles unitaires

Le graphique de la Figure 74 souligne la dispersion des CAP pour les trois catégories d'impacts pour les valeurs comprises entre -4 et +4. Cette dispersion est en réalité plus étendue. Pour la classe < 4, les valeurs minimales sont : -33 pour l'ADP, -8 pour le GWP et -18 pour l'HTP. Pour la classe ≥ 4, les valeurs maximales sont : 51 pour l'ADP, 228 pour le GWP et 173 pour l'HTP. En effet, les écarts-types propres à la distribution de chaque CAP sont environ quatre fois plus grands que les CAP moyens respectifs (cf. annexe III-20). Cette dispersion des CAP intra-impacts peut s'interpréter comme une hétérogénéité de perception des enjeux par les enquêtés, en dépit d'un échantillon biaisé et non représentatif. Le graphique met également en avant la présence de valeurs dites « extrêmes », positives ou négatives. Les CAP positifs supérieurs ou égaux à 4 sont considérés comme extrêmes, ils représentent moins de 10% de l'échantillon. Les CAP négatifs concernent cinq à huit individus sur quatre-vingt

dix-sept selon la catégorie d'impact. L'étude des caractéristiques individuelles montre que pour les individus ayant un CAP négatif :

- pour l'épuisement des ressources (ADP), tous les individus sont des employés ;
- pour l'augmentation de l'effet de serre (GWP), tous les individus déclarent être bien informés sur l'impact épuisement des ressources ;
- pour l'atteinte à la santé humaine (HTP), aucune caractéristique commune n'a été trouvée. Cependant, certains sont très sensibles à l'environnement et d'autres appartiennent à la CSP employés.

Si ces caractéristiques individuelles interagissent de façon significative avec les impacts (cf. Tableau 28), elles ne le sont pas en revanche pour l'interaction avec l'attribut monétaire TEOM. La présence de CAP négatifs ne s'explique donc pas par des caractéristiques individuelles particulières.

Par ailleurs, avec la méthode des choix multiples et son format d'enquête associé, les choix des individus sont guidés et se limitent à sélectionner l'alternative préférée sur chaque carte de choix, sachant que toutes les alternatives proposées incluent un supplément de TEOM par rapport au *Statu Quo*. Mais, techniquement et théoriquement, le modèle peut malgré tout générer des CAP négatifs. Ces derniers sont alors interprétés comme des CAR. Néanmoins, comme les impacts environnementaux engendrent des dégradations potentielles de l'environnement et sont donc perçus comme des nuisances, il était *a priori* attendu que les individus aient des CAP positifs pour une diminution de chacune des trois catégories d'impacts (correspondant alors à une amélioration potentielle de l'environnement). La présence de CAP négatifs, équivalents à des CAR, signifierait que certains impacts se révèlent être des aménités, et que les individus sont prêts à recevoir de l'argent pour subir des nuisances plus importantes, ce qui n'a pas de sens.

Ces CAP négatifs n'ont donc pas de signification particulière hormis confirmer que le modèle M_2 utilisé n'est pas suffisamment ajusté et qu'une autre spécification devrait être recherchée.

➤ *Distribution des CAP individuels sur l'intervalle [0,2[*

Malgré la présence de valeurs extrêmes et de CAP négatifs, 70% des enquêtés ont un CAP situé sur l'intervalle [0,2[quelle que soit la catégorie d'impact associée. Pour l'impact sur l'épuisement des ressources, 70% des CAP de l'échantillon enquêté se retrouvent plus précisément sur l'intervalle [0,1[. L'échelle d'intervalles unitaires du graphique de la Figure

74 ne permet pas de rendre compte de la dispersion de l'échantillon pour chaque type de CAP. Un découpage plus fin de l'intervalle [0,2[où sont situés la majorité des individus donnera une analyse plus fine de ces CAP et de leur répartition. Le graphique de la Figure 75 est un zoom sur l'intervalle [0,2[de la distribution des CAP individuels pour les trois catégories d'impact étudiées.

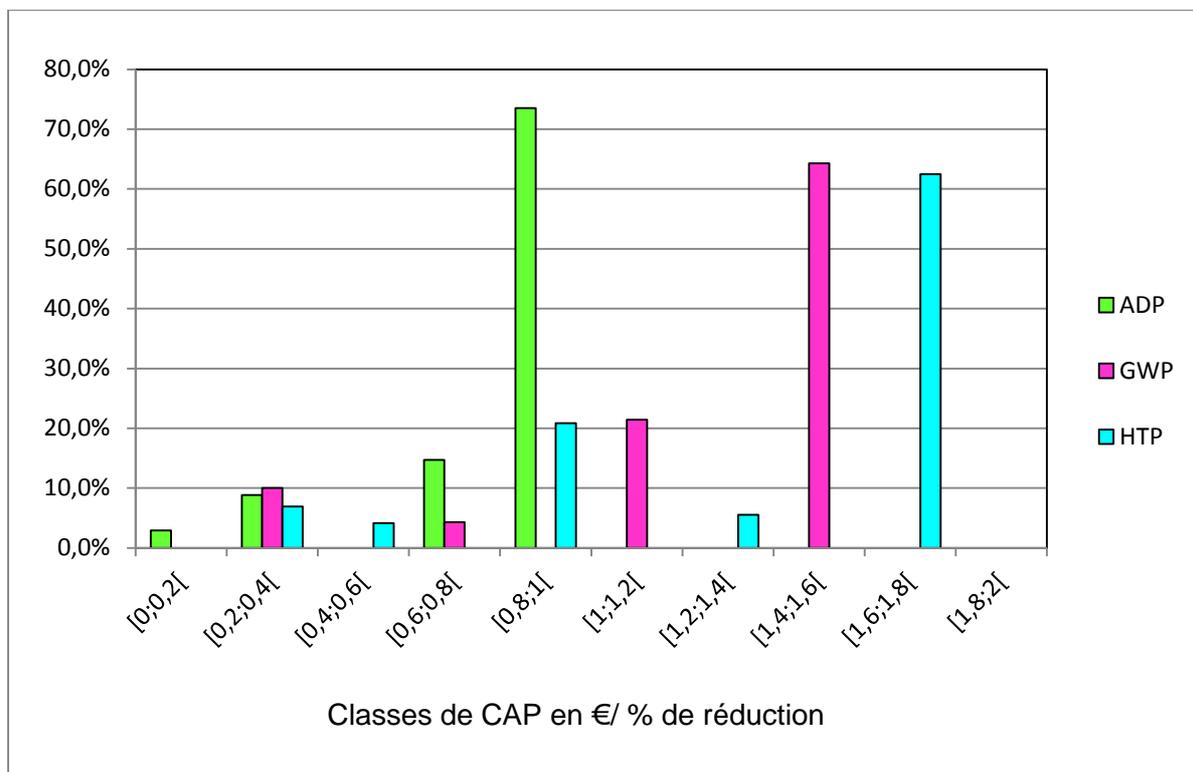


Figure 75 : Distribution des CAP individuels sur l'intervalle [0,2[

Sur cet intervalle [0,2[, les CAP ne sont pas non plus répartis de façon homogène entre les classes. Ils sont majoritairement regroupés dans une classe particulière, différant selon l'impact considéré. Le zoom sur cet intervalle permet globalement d'affiner la répartition des CAP, notamment ceux des impacts HTP et GWP. Les CAP sur l'atteinte à la santé humaine sont essentiellement regroupés dans l'intervalle [1,6;1,8[alors que ceux sur l'augmentation de l'effet de serre sont majoritaires dans l'intervalle précédent. Sans surprise, les valeurs de ces classes dominantes sont cohérentes avec les CAP médians du modèle M_2 ainsi que les CAP moyens du modèle simple M_0 (cf. Tableau 31).

2-3-2-4 Conclusion

La formule de calcul des CAP ici utilisée est simple en raison de la forme linéaire de l'utilité retenue. Les attributs retenus dans la MCM étant quantitatifs, la question de l'unité de mesure des CAP s'est posée. Les CAP ont ainsi été exprimés dans deux unités différentes afin de répondre à deux objectifs. Des CAP « bruts », en euros par kilogramme de réduction du niveau d'impact, ont d'abord été calculés pour les coupler aux résultats d'ACV et obtenir des pondérations et des agrégations intra et inter scénarios. Des CAP « normalisés » ou « relatifs » ont ensuite été déterminés afin de mesurer les préférences des individus sur les trois impacts environnementaux étudiés que sont l'augmentation de l'effet de serre, l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables et l'atteinte à la santé humaine, ce que ne permettent pas les CAP bruts. Les CAP relatifs fournissent une représentation des enjeux perçus par la population enquêtée sur les trois impacts étudiés. L'augmentation de l'effet de serre et l'atteinte à la santé humaine sont apparus comme deux enjeux d'égale priorité, contrairement à l'épuisement des ressources qui semble moins préoccuper les individus. Cette information peut potentiellement intéresser le décideur public, concernant la mise en œuvre de priorités d'action pour la gestion des déchets ménagers, sous réserve de connaître les impacts liés à la filière. Cependant, les enjeux perçus au sein d'une population cible ne sont pas nécessairement homogènes d'une part, et sont valables uniquement pour cette population en question d'autre part.

En effet, dans le cadre de ce travail, les CAP ont été calculés avec le modèle M_2 qui intègre une hétérogénéité individuelle observée dans sa spécification. Il en résulte une valeur par impact et par individu. Ces CAP ont été comparés au modèle simple M_0 , expliquant le choix uniquement par le niveau des attributs des cartes de choix. Les estimations montrent que les valeurs des CAP médians du modèle M_2 sont du même ordre de grandeur que les CAP du modèle M_0 . En revanche, la distribution individuelle de ces CAP montre une hétérogénéité entre individus pour les enjeux perçus, malgré une population cible très particulière, car sensibilisée à l'environnement dans le cadre professionnel. Une analyse de l'incertitude sur les CAP individuels aurait pu être menée pour affiner l'interprétation de ces résultats. Cette hétérogénéité entre individus explique notamment les problèmes d'acceptabilité rencontrés dans un contexte de décision publique, où, quel que soit le choix retenu, des citoyens seront insatisfaits.

La question se pose alors de l'utilisation de ces CAP présentant une hétérogénéité individuelle en tant qu'élément d'aide à la décision. Le fait de raisonner sur un CAP médian

pour chaque catégorie d'impact permettrait alors d'être en conformité avec l'issue d'une procédure de vote majoritaire. En effet, le choix de recourir à la valeur médiane des CAP dans un processus de décision signifie qu'il n'existe pas de majorité pouvant renverser cette valeur monétaire et *a fortiori* la décision, sous l'hypothèse que l'échantillon soit représentatif de la population cible. Ainsi, le CAP médian de chaque impact peut être considéré comme le reflet de l'expression de la majorité à l'issue d'un processus de vote pour chaque impact. Le recours au CAP médian plutôt qu'au CAP moyen constitue en ce sens une démarche originale, car elle permet de répondre plus spécifiquement aux problèmes d'acceptabilité rencontrés dans les processus de décision pour la raison évoquée ci-dessus. Toutefois, si cette question d'acceptabilité semble pouvoir être traitée en théorie avec l'utilisation de CAP médians, il ne faut pas écarter l'idée qu'en pratique les problèmes d'acceptabilité ne se résolvent pas si facilement.

Enfin, le modèle M_2 choisi montre certaines limites. Les valeurs extrêmes de CAP, positives ou négatives, ne s'expliquent pas par les choix et les caractéristiques des individus. Le modèle doit donc être amélioré au niveau de la prise en compte de l'hétérogénéité individuelle. En outre, le calcul des incertitudes sur les premiers résultats obtenus paraît nécessaire pour confirmer que la hiérarchie obtenue sur les préférences est significative.

2-4 Application aux résultats ACV

Les trois catégories d'impacts environnementaux étudiées ont été monétarisées sous forme de CAP pour pondérer par des préférences individuelles les résultats d'ACV de scénarios de gestion de déchets. L'objectif final est d'obtenir des résultats d'impacts exprimés dans une même unité (les euros) afin, d'une part, de pouvoir comparer les niveaux de différents impacts pour un même scénario et, d'autre part, de hiérarchiser ces scénarios de gestion de déchets au regard de leur valeur monétaire. Cependant, le travail entrepris pour finaliser cette démarche est sujet à plusieurs limites. Premièrement, l'incertitude n'a pas été mesurée sur les résultats d'ACV présentés dans ce début de chapitre. L'hypothèse selon laquelle le classement des scénarios n'est pas significatif si l'écart relatif entre deux niveaux d'impacts est inférieur à 20% a donc été posée. Deuxièmement, le modèle économétrique M_2 utilisé n'est pas suffisamment bien ajusté pour considérer les valeurs obtenues comme fiables et robustes. Les incertitudes sur les CAP estimés sont donc grandes également.

Troisièmement, l'utilisation directe de CAP individuels n'apporte pas de solution aux problèmes d'acceptabilité de la décision, tout comme les CAP moyens. Les CAP médians du modèle M₂ ont donc été utilisés à la place des CAP individuels ou moyens, pour la raison invoquée dans la partie 2-3-1-5, afin de monétariser les scénarios de gestion de déchets évalués par ACV au regard de trois impacts seulement que sont l'augmentation de l'effet de serre, l'atteinte à la santé humaine et l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables. Ce choix masque évidemment l'hétérogénéité individuelle observée, comme dans toute décision publique où le choix commun et unique s'impose à tous.

Cette application est donc un exemple illustratif du bouclage de la monétarisation entre les CAP et les résultats d'ACV, mais les valeurs obtenues n'ont aucune signification.

2-4-1 Monétarisation des scénarios

Les résultats d'impacts des scénarios S₀-tout incinération à S₄-CS méthanisation/compostage figurant en annexe III-10 ont été couplés aux CAP bruts médians du modèle M₂ présentés dans le Tableau 30. L'application du couplage se limite évidemment aux catégories d'impacts monétarisés avec la méthode des choix multiples, à savoir l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables (ADP), augmentation de l'effet de serre (GWP) et atteinte à la santé humaine (HTP). Cette application est menée sur les impacts générés par les installations et absolument pas sur les impacts évités. Les valeurs monétarisées de chaque catégorie d'impact et de chaque scénario sont présentées dans le Tableau 32.

Tableau 32 : Résultats d'impacts monétarisés des cinq scénarios de gestion de déchets évalués par ACV

Résultats d'impacts monétarisés (en millions d'€)				
	Épuisement des ressources ADP	Augmentation de l'effet de serre GWP	Atteinte à la santé humaine HTP	TOTAL
Scénario 0 <i>Tout incinération</i>	12,6 1	2 370,0 3	29,7 2	2 420,0 5
Scénario 1 <i>TMB compostage</i>	10,8 1	2 130,0 3	43,5 2	2 180,0 3
Scénario 2 <i>TMB métha-compostage</i>	11,5 1	1 820,0 3	56,4 2	1 890,0 1
Scénario 3 <i>CS compostage</i>	12,5 2	2 320,0 3	1,7 1	2 350,0 4
Scénario 4 <i>CS métha-compostage</i>	12,6 2	2 130,0 3	1,8 1	2 140,0 2

La pondération des impacts par les CAP médians du modèle M₂ offre dans un premier temps une comparaison des niveaux d'impacts au sein de chaque scénario. Quel que soit le scénario, c'est l'impact sur l'augmentation de l'effet de serre (en 3^{ème} position dans le Tableau 32) qui coûte le plus à la société (appréhendée à travers l'échantillon), avec des écarts relatifs avoisinant les 100% avec les autres catégories d'impacts. Ensuite, la deuxième catégorie la plus impactante varie selon les scénarios. Il s'agit de la santé humaine pour les scénarios avec TMB et le scénario de référence, et de l'épuisement des ressources pour les scénarios incluant une collecte sélective de biodéchets (S₃ et S₄). Les écarts relatifs entre ces deux catégories d'impacts apparaissent comme significatifs pour tous les scénarios (cf. annexe III-21), mais ce résultat est à prendre avec précaution au regard des incertitudes cumulées sur l'évaluation environnementale des impacts et sur la détermination de CAP par la mise en œuvre de la méthode des choix multiples.

Dans un second temps, les résultats d'impacts pondérés par les CAP médians ont été agrégés afin de fournir un score agrégé sous forme monétaire pour chaque scénario. Cette agrégation rend la hiérarchisation des scénarios simples puisqu'ils ne sont alors comparés qu'au regard d'un seul chiffre. Néanmoins, l'agrégation n'est pas sans soulever un certain nombre de questions, abordées dans la partie 2-4-2 suivante.

Pour mémoire, les résultats d'ACV de ces scénarios (cf. Figure 47) pour l'épuisement des ressources et pour l'augmentation de l'effet de serre ne présentent pas des écarts significatifs, même si le scénario S₀ tout incinération figure comme le plus impactant. Les

scénarios ne peuvent donc pas être départagés au regard de ces deux catégories. En revanche, pour l'atteinte à la santé humaine, les scénarios S_1 et S_2 avec TMB sont plus impactants significativement que les autres, en raison d'une plus grande quantité de compost épandu. Ainsi, si les cinq scénarios sont comparés uniquement au regard de ces trois catégories, le scénario S_0 est le mieux classé, alors que les scénarios S_1 et S_2 sont ceux qui s'en sortent le moins bien.

Les résultats agrégés et monétarisés du Tableau 32 tendent à inverser cette tendance, puisque ce sont les scénarios S_0 et S_3 qui ont le poids environnemental le plus lourd. Le scénario S_2 est même le moins impactant de tous au regard de ce classement. Cependant, cette hiérarchisation des scénarios est à nuancer fortement. Comme l'indique le second tableau de l'annexe III-21, les écarts relatifs entre les différents scores n'excèdent guère 20% et ne sont donc pas significatifs étant donné l'incertitude non mesurée mais très vraisemblablement supérieure à 20% pour ces résultats monétarisés. Ces derniers ne peuvent pas par conséquent être considérés comme fiables et robustes.

2-4-2 Discussion

En dehors du fait que les résultats de cet exemple illustratif n'ont pas vocation à être utilisés et valorisés car ils ne sont pas représentatifs de la population cible d'un cas réel, la pondération et l'agrégation des impacts environnementaux de la gestion des déchets par des CAP déterminés *via* une méthode de monétarisation à préférences déclarées, en l'occurrence la méthode des choix multiples, posent des questions, notamment au regard de l'intégration potentielle de cette méthode en tant qu'élément d'aide à la décision publique en matière de gestion des déchets.

La première question soulevée est pratique et opérationnelle. Elle concerne les possibilités effectives de réduction de l'incertitude sur les résultats monétarisés. Cette réduction doit être réalisée sur chacune des étapes qui ont conduit à l'expression des résultats d'impacts des scénarios en un score monétaire unique. L'incertitude peut en partie être réduite sur l'évaluation des impacts en ACV en utilisant au maximum des données disponibles et considérées comme robustes sur le sujet. Pour la méthode des choix multiples, la qualité des résultats est liée au choix et à l'ajustement du modèle économétrique, mais surtout à la construction des cartes du questionnaire [236] [296]. Mais cette marge de réduction de l'incertitude semble moins certaine que celle pour l'ACV. Actuellement, la présentation de

ces deux méthodes présente trop d'incertitude pour considérer les résultats monétarisés comme fiables et exploitables.

Ensuite, les CAP déterminés dans la MCM correspondent aux préférences individuelles de l'échantillon enquêté. Ils constituent finalement des critères de pondération pour les impacts environnementaux. Mais cette méthode de monétarisation-pondération présente des limites non intégralement résolues pour une application aux impacts environnementaux. Le nombre d'impacts monétarisables ne peut excéder trois voire quatre, car cela devient inintelligible au-delà, alors que dix catégories d'impacts sont évaluées avec la méthode de caractérisation *midpoint* CML. En outre, les processus d'arbitrage et la compréhension de l'exercice de choix n'ont pu être concrètement mesurés, malgré l'insertion de questions dédiées dans le questionnaire et la mise en place d'un débriefing. Rien n'infirme que ces préférences ne sont pas le fruit de choix aléatoires, même involontaires.

Enfin, le choix de la MCM pour monétariser et donc pondérer des impacts environnementaux à partir de préférences indirectes révélées est susceptible d'être confrontée à des problèmes d'acceptabilité, malgré le recours à des CAP médians reflétant une sorte de compromis de toutes les préférences individuelles, et qui sont supposés renforcer l'acceptabilité. Contrairement à d'autres sujets environnementaux où la MCM est utilisée depuis plusieurs années (qualité de l'eau, aménagement paysager, etc...), la gestion des déchets et les impacts environnementaux qui en découlent sont associés en pratique à des situations de blocage et de rejet systématiques de la part des populations locales, qui s'accompagnent généralement d'une crainte des installations de traitement de déchets et de leurs effets sur la santé humaine. A travers la technique d'enquête et l'exercice de choix de la MCM, couplée à une évaluation environnementale par ACV, les riverains pourraient se sentir manipulés, peut-être plus que si on ne leur avait pas demandé leur avis. Plus que les limites d'adaptabilité de la MCM aux impacts environnementaux, c'est essentiellement la place et l'acceptation de cette méthode par la population locale dans un processus de décision relative à un choix de projet de traitement de déchets ménagers qui pourrait poser problème.

2-5 Perspectives d'amélioration de la méthode

La démarche exploratoire de mise en œuvre de la méthode des choix multiples (MCM) pour monétariser des impacts environnementaux évalués par l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et liés à la gestion des ordures ménagères résiduelles constitue une première approche. En effet, la MCM n'a encore jamais été utilisée pour monétariser des impacts environnementaux *midpoint* issus d'une ACV, en raison de leur complexité et de leur degré d'abstraction par rapport aux autres types d'attributs classiquement utilisés pour cette méthode. Dans ce sens, des propositions d'adaptation du questionnaire ont été établies dans le Chapitre II de cette thèse. La réalisation de l'enquête auprès d'un échantillon « test » a permis d'évaluer ce qui fonctionnait et ce qui ne fonctionnait pas. De ce retour d'expérience, des propositions d'amélioration peuvent être dressées concernant la construction et le déroulement de l'enquête.

Par ailleurs, les résultats obtenus à l'issue de l'enquête ont été exploités statistiquement et économétriquement. Le modèle économétrique retenu pour la détermination des CAP n'apparaît pas comme suffisamment robuste en termes de qualité d'ajustement. La réflexion a donc été engagée vers un autre type de modèle prenant aussi en compte l'hétérogénéité individuelle observée, mais celui-ci n'a pas pu être construit puis testé par manque de temps et en raison d'un échantillon trop petit pour pouvoir l'estimer de manière fiable.

2-5-1 Construction et déroulement de l'enquête

La construction et le déroulement de l'enquête ont été abordés dans le Chapitre II. Des limites méthodologiques ont été identifiées, certaines propres à la MCM, d'autres liées au choix particulier d'attributs : des impacts environnementaux évalués par ACV. Malgré le travail réalisé pour rendre la MCM applicable, d'autres améliorations peuvent être proposées à l'issue de ce travail exploratoire et concernent aussi bien la construction des cartes de choix que celle du questionnaire individuel et que le choix et la taille de l'échantillon à enquêter.

2-5-1-1 Construction des cartes de choix

L'amélioration de la construction de cartes de choix peut être effectuée au niveau du choix des attributs, de leurs niveaux, de la réalisation du plan d'expérience et de la représentation imagée de ces attributs sur les cartes.

Le nombre d'attributs a été fixé à quatre, attribut monétaire compris, car la MCM n'intègre généralement pas plus de cinq ou six attributs à la fois, et le degré de complexité et d'abstraction des impacts nécessitait de réduire ce chiffre pour laisser l'exercice de choix intelligible. De ce fait, seules trois catégories d'impacts ont été monétarisées parmi les dix évaluées par la méthode de caractérisation CML, en l'occurrence l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables, l'atteinte à la santé humaine et l'augmentation de l'effet de serre. Ce choix a été réalisé en petit comité avec des personnes spécialistes en ACV de gestion de déchets.

Deux pistes d'amélioration peuvent être suggérées pour le choix des attributs-impacts environnementaux :

- soit le nombre d'impacts est volontairement restreint à trois, limite de la MCM, et doivent alors être représentatifs des enjeux de la gestion des déchets du territoire sur lequel l'enquête est réalisée. Pour cela, des *focus group* pourraient être menés auprès des différents acteurs locaux de la gestion des déchets (riverains, techniciens, élus, ...).
- soit la monétarisation doit tendre vers l'exhaustivité et pourrait s'appliquer à l'ensemble des catégories d'impact évaluées en ACV. Cela demande par conséquent de mener plusieurs MCM en parallèle sur un territoire, avec un chevauchement des attributs-impacts entre les MCM dans le but d'obtenir des CAP comparables entre tous les impacts.

Les attributs utilisés dans cette MCM exploratoire variaient selon cinq niveaux allant de -50% à +50% de la situation de référence, par palier constant de 25%. L'attribut monétaire comportait trois niveaux : la situation de référence, +25% et +50%. Ces niveaux ont été choisis arbitrairement, avec néanmoins la contrainte des écarts qui doivent apparaître comme significatifs en ACV.

L'influence du choix de ces écarts constants entre les attributs sur l'estimation des CAP n'a pas été évaluée, mais la question se pose. Cela ne constitue pas une réelle amélioration mais le choix d'écarts non constants entre attributs mériterait d'être testé. En outre, les niveaux d'attributs auraient pu être représentatifs par exemple de niveaux de

références nationaux et européens en termes de réglementation, plutôt que de correspondre à des augmentations et des diminutions arbitraires.

Par ailleurs, si le nombre de niveaux pour l'attribut monétaire avait été fixé à cinq, le nombre de combinaisons totales possibles serait certes passé à 625 (au lieu de 375), mais le processus de sélection des alternatives avec le plan d'expérience aurait été simplifié avec la présence de quatre attributs tous du même nombre de niveaux.

Outre les alternatives à construire puis à sélectionner, la construction des cartes de choix se caractérise également par la disposition et le contenu de ces dernières, en l'occurrence la représentation imagée des impacts dans notre démarche exploratoire.

Les principales pistes d'amélioration concernant cette représentation imagée ont déjà été évoquées dans le Chapitre II. Dans un premier temps, il s'agit de créer des sessions de type *brain-storming* entre experts en ACV dont le but est de proposer plusieurs activités anthropiques équivalentes par catégorie d'impact. Ensuite, ces propositions doivent être soumises à discussion auprès de groupes d'individus non spécialistes, afin de ne retenir que les plus parlantes. Cette démarche n'a pas été réalisée dans le cadre de cette thèse faute de temps, mais elle devrait permettre d'accroître l'objectivité et l'utilité de la représentation imagée sur les cartes de choix. En effet, le choix de certaines activités anthropiques est approximatif, comme celui de la consommation de cigarettes pour l'atteinte à la santé humaine, alors que des individus se sont appuyés sur cette illustration pour effectuer leurs choix.

2-5-1-2 Construction du questionnaire individuel

La troisième et dernière partie de l'enquête est constituée d'un questionnaire, à partir duquel sont construites des variables individuelles. Les questions classiquement posées en MCM concernent essentiellement les caractéristiques socio-économiques (SE) et sociodémographiques (SD) des individus. Ici, d'autres questions relatives à la complexité de l'exercice, à la connaissance et au niveau d'information sur les impacts, ainsi que sur la sensibilité et l'intérêt à l'égard de l'environnement ont été introduites, ceci afin d'expliquer les choix des individus grâce à ces caractéristiques individuelles. Des suggestions quant à l'élaboration de ce questionnaire ont pu être établies après exploitation des résultats de l'enquête et sont de plusieurs ordres.

Une première remarque mineure concerne les questions de connaissance sur les impacts environnementaux. Outre le fait que les questions posées ne permettent peut-être pas de mesurer le niveau de connaissance des individus sur les trois impacts environnementaux étudiés, elles n'ont été soumises qu'à l'échantillon *Ex post*. Il a en effet été considéré que le groupe *Ex Ante*, qui a bénéficié d'informations supplémentaires sur les impacts environnementaux aurait nécessairement une bonne connaissance de ceux-ci. En réalité, l'évaluation des connaissances pour les deux groupes d'individus aurait permis de mesurer l'utilité de l'apport d'information.

La seconde remarque est liée au choix des questions individuelles, hors caractéristiques SE et SD. Plutôt que de les choisir en menant une réflexion *a priori*, en raison d'un temps limité, il faudrait mener une réflexion partagée, là-encore au moyen de *focus group*, afin de faire émerger un ensemble de variables/caractéristiques individuelles susceptibles d'expliquer les préférences sur les impacts environnementaux.

Enfin, certaines des questions apparaissent comme trop simples ou trop évidentes car les réponses sont relativement homogènes et sans variabilité. Il s'agit entre autres des questions sur les attitudes environnementales. Cela peut s'expliquer par deux raisons essentiellement :

- la formulation des questions est inadaptée et il faudrait la retravailler afin de rendre réellement compte de la variabilité entre individus.
- l'échantillon enquêté travaillant dans le domaine de l'environnement est plutôt sensible à ce sujet et les réponses des enquêtés sont proches. Pour observer une éventuelle variabilité dans ces réponses, il aurait fallu un échantillon plus grand et non biaisé.

2-5-1-3 Choix et taille de l'échantillon

Dans le cadre de cette démarche exploratoire, l'échantillon d'enquêtés ne devait pas nécessairement être représentatif d'un quelconque territoire, étant donné que les CAP obtenus avec la MCM n'ont pas vocation à être valorisés et exploités pour un cas réel de décision publique. Les enquêtés ont été choisis majoritairement au sein d'Irstea Rennes et Antony, ce qui a permis une mobilisation assez forte. Mais la taille de l'échantillon et sa particularité ont en partie limité l'exploitation des résultats de l'enquête, avec des réponses parfois trop homogènes (cf. 2-5-1-2). Outre le fait que les individus travaillent tous, de façon plus ou moins proche, dans le domaine de l'environnement, certaines catégories de la population sont nettement surreprésentées comme les individus ayant un bac +5 ou plus, les cadres et les

étudiants (cf. partie 2-2-2). Pour espérer obtenir plus de diversité dans les réponses, de la mixité doit être introduite dans l'échantillon, et des individus en dehors de tout contexte environnemental professionnel devront être intégrés dans l'échantillon.

Si cette MCM devait être menée à plus grande échelle, il faudrait assurément élargir la taille de l'échantillon, afin d'une part de pouvoir créer des sous-groupes d'individus avec différentes variantes dans l'enquête, et d'autre part de bénéficier de suffisamment d'observations pour construire et mettre en œuvre un modèle économétrique approprié.

2-5-2 Choix du modèle économétrique

L'utilisation d'un modèle Logit multinomial simple ou Logit conditionnel, comme les modèles M_0 et M_1 présentés précédemment suppose que les termes d'erreur ε_{ij} sont indépendamment et identiquement distribués (*iid*) selon une distribution de Gumbel. Pour mémoire, la probabilité que $U_{il} > U_{ij}$ s'écrit de la façon suivante avec une distribution de Gumbel [295]:

$$P_{ij} = \exp \left[- \exp \left[- \frac{(V_{il} - V_{ij} + \varepsilon_{il})}{\theta_{ij}} \right] \right] \quad (\text{III. 19})$$

Dans les modèles M_0 et M_1 (et même M_2), le paramètre d'échelle (*scaling factor* ou *scaling parameter*) est le paramètre θ , fixée à 1 quelle que soit l'alternative j et quel que soit l'individu i . Cette distribution particulière des termes d'erreur implique que le modèle économétrique respecte la propriété d'*IIA*. Or le test d'Hausman et Mc Fadden réalisé dans le paragraphe 2-3-1-3 a montré que cette propriété n'était pas respectée sur le modèle M_1 . Le choix d'un modèle économétrique qui intègre dans sa spécification une hétérogénéité des préférences permet de relâcher en partie l'hypothèse de termes d'erreurs *iid*. Ainsi, le modèle M_2 n'oblige plus à l'identité mais suppose encore l'indépendance des termes d'erreurs, et doit par conséquent respecter la propriété d'*IIA*, ce qui a été vérifié dans le paragraphe 2-3-1-4.

Une première solution, qui n'a pas été retenue, consiste à introduire de l'hétérogénéité entre les alternatives. Le *scaling parameter* θ varie alors selon les alternatives, mais n'est pas dépendant des individus. Or, au regard de certaines variables individuelles comme la stabilité, le niveau d'information et la connaissance sur les impacts environnementaux, l'introduction d'une hétérogénéité individuelle semble plus appropriée *a priori* qu'une hétérogénéité entre

alternatives, celles présentées dans le cadre de cette MCM exploratoire n'étant pas labellisées de surcroît.

Cette hétérogénéité individuelle a été partiellement traitée avec le modèle économétrique M_2 (cf. 2-3-1-4) qui introduit des interactions entre les attributs et les caractéristiques personnelles des enquêtés. Aucune composante aléatoire n'a été introduite dans la détermination des coefficients β . Le modèle M_2 ne peut donc prendre en compte qu'une éventuelle hétérogénéité observée des préférences. La qualité de la régression et son ajustement sont au niveau minimum autorisant l'estimation de l'ensemble des coefficients β afin d'en déduire des CAP. Néanmoins l'ajustement aurait pu être amélioré en introduisant une partie aléatoire dans les composantes du modèle.

Plusieurs modèles non testés dans le cadre de cette thèse, intègrent une composante stochastique dans la formulation des coefficients β . Alors qu'avec le *Random Parameter Logit* (ou *Mixed Logit*) l'ensemble des coefficients β sont intégralement déterminés de façon aléatoire [297], d'autres modèles proposent de les décomposer en une partie déterministe et une partie aléatoire en intégrant dans la formulation des coefficients un *scale parameter*, comme le synthétisent Fiebig et al. en 2010 dans une publication dédiée à la recherche en marketing [298]. Cette approche a initialement été développée par Bradley et Daly [299] pour expliquer la différence entre différents types de données utilisées ensemble dans une même analyse. Plusieurs études [300] se sont ensuite focalisées sur la dépendance du *scale parameter* à des variables cognitives comme la complexité de choix, l'effort réalisé, l'effet de fatigue et aussi à des variables démographiques. Outre Fiebig et al. [298], Lundhede et al. [300], Saelensminde [301] et Greene et Hensher [302] ont aussi travaillé sur la prise en compte de l'hétérogénéité individuelle par le recours à un *scale parameter* dans les coefficients de modèles économétriques dérivés du Logit multinomial. L'intégration d'un *scale parameter* permet de prendre en compte dans le modèle les choix individuels incertains et irrationnels dus à de l'incohérence, de l'instabilité, des préférences lexicographiques ou encore à des comportements de choix aléatoires. Le modèle Logit multinomial classique, cohérent avec l'hypothèse de Hanemann [303] selon laquelle les individus peuvent répondre avec une certitude absolue, ne le permet pas.

Les principaux modèles présentés par Fiebig et al. [298] prenant en compte l'hétérogénéité individuelle par un *scale parameter* sont les suivants :

- ✓ Le S-MNL ou *Scale heterogeneity Multinomial Logit model*

$$U_{ij} = (\beta\sigma_i)x_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad (\text{III. 20})$$

Dans le modèle S-MNL, les coefficients β sont identiques pour tous les individus, mais le terme σ_i est le *scale parameter* aléatoire et spécifique à l'individu et peut correspondre à la variance du terme d'erreur ε_{ij} qui est spécifique à l'individu.

Un autres modèle hétéroscédastique avec *scale parameter* est proposé par les auteurs et correspond à une combinaison des modèles *Mixed Logit* et S-MNL. Ce modèle, appelé *Generalized Multinomial Logit* (GML), se décline sous deux formes :

- ✓ Le G-MNL-I ou *Generalized Multinomial Logit model I*

$$U_{ij} = (\beta\sigma_i + \eta_i)x_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad (\text{III. 21})$$

- ✓ Le G-MNL-II ou *Generalized Multinomial Logit model II*

$$U_{ij} = \sigma_i(\beta + \eta_i)x_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad (\text{III. 22})$$

Avec, pour les deux déclinaisons de GML :

- σ_i le terme aléatoire qui capture la « *scale* » hétérogénéité.
- η_i le terme aléatoire qui capture la « *residual taste* » hétérogénéité.

Cependant, l'intérêt est bien de pouvoir expliquer en partie cette hétérogénéité individuelle et donc de pouvoir paramétrer par exemple les σ_i comme une fonction de vecteurs de caractéristiques individuelles qui expliqueraient l'incohérence et l'incertitude des choix des individus. Fiebig et al. [298] en présentent une possibilité :

$$\sigma_i = \exp(\bar{\sigma} + \theta z_i + \tau \varepsilon_0) \quad (\text{III. 23})$$

Dans l'équation (III.23), le *scale parameter* σ_i propre à chaque individu i est fonction d'un ensemble de variables individuelles regroupées dans le vecteur z_i , et où τ est l'écart-type de la distribution de l'ensemble des σ_i . Cela rejoint les travaux de Lundhede et al. [300] qui

tentent d'exprimer le *scale parameter* comme une fonction de variables individuelles supposées expliquer le niveau de certitude des enquêtés sur chacun de leurs choix.

2-5-3 Limites

Dans le cadre de la MCM exploratoire sur les impacts environnementaux, il était envisagé à l'issue du modèle M_2 de tenter d'expliquer l'hétérogénéité des choix avec la stabilité des réponses individuelles. Cette stabilité peut s'exprimer directement par le test effectué à ce propos lors de l'enquête (cf. partie 2-2-1-1), ou indirectement à partir d'autres variables individuelles susceptibles de refléter un niveau de stabilité intrinsèque comme par exemple la difficulté ressentie de l'exercice de choix, le niveau d'information et le niveau de connaissance sur les impacts environnementaux.

Cependant, la construction d'un *scale parameter* comme une fonction de caractéristiques individuelles susceptibles d'expliquer l'instabilité (ou la stabilité) constatée n'a pu aboutir, et cela vraisemblablement pour les raisons suivantes.

L'évaluation de la stabilité durant l'exercice de choix, qui consistait à soumettre les individus à deux cartes identiques (mais dont l'ordre de présentation des scénarios A et B était inversé) paraît trop simpliste pour juger réellement de la stabilité des choix des individus. Ainsi a également été considéré comme stable un individu choisissant deux fois le *Statu Quo*, même si ce comportement ne traduit pas nécessairement un choix stable (mais correspond peut-être à une aversion pour le changement). Dès lors, l'estimation de la variable stabilité étant faussée, il n'est pas possible d'aboutir à une régression linéaire de caractéristiques individuelles sur la stabilité.

Ensuite, il se peut que les variables individuelles choisies pour la régression (difficulté, information, connaissance, ordre de présentation et écart entre les cartes) ne permettent tout simplement pas d'expliquer la stabilité des individus. En effet, soit ces caractéristiques individuelles sont des facteurs de stabilité ou d'instabilité mais elles ont été mal évaluées pendant l'enquête. Soit d'autres variables individuelles et contextuelles non mesurées pendant l'enquête peuvent expliquer la stabilité des choix.

Enfin, la petite taille de l'échantillon (quatre-vingt dix-sept individus avec un questionnaire exploitable) n'est vraisemblablement pas suffisante pour tenter d'expliquer l'hétérogénéité individuelle des préférences avec un *scale parameter* exprimant la stabilité des individus (seuls trente individus sont comptabilisés comme instables, cf. 2-2-1-1). La

construction d'un modèle hétéroscédastique avec un *scale parameter* fonction de variables individuelles cognitives exige un échantillon plus étoffé.

Dans une perspective future éventuelle de construction d'un *scale parameter* en lien avec la stabilité des choix, et dans le cadre d'une MCM également appliquée aux impacts environnementaux évalués en ACV, il faudra garder à l'esprit l'objectif premier du modèle économétrique associé, en l'occurrence prendre en compte l'hétérogénéité individuelle au sein d'un échantillon à partir de caractéristiques/variables individuelles. Saelensminde [301] met effectivement en garde contre l'utilisation d'un *scale parameter* qui reviendrait par exemple à donner plus de poids, et donc plus de crédit, aux réponses certaines qu'aux réponses incertaines, avec de surcroît une explication de la certitude par des variables sociodémographiques (niveau d'éducation). Par conséquent, les variables dont est fonction le *scale parameter* seront donc comportementales et/ou cognitives et aucun cas socio-économiques ou sociodémographiques, pour les raisons d'éthiques précédemment évoquées.

Une résolution de ce problème d'instabilité pourrait également être envisagée en amont du questionnaire, lors de la phase de construction de l'enquête. Toutefois, la marge de manœuvre semble limitée avec la présence d'attributs abstraits et complexes, à savoir des impacts environnementaux. En effet, réduire l'instabilité des choix par un apport d'information supplémentaire n'a pas été démontré. De plus, cette information supplémentaire, indispensable à la compréhension du sujet, est susceptible d'orienter le choix des individus malgré des propos *a priori* objectifs.

Conclusion

Le troisième chapitre était dédié aux résultats d'ACV et de la monétarisation.

Dans un premier temps, une ACV a été mise en œuvre avec la construction et la modélisation de cinq scénarios de gestion des OMR, proposant ainsi plusieurs alternatives de gestion de la fraction organique des OMR, incluant ou non un TMB. L'analyse des impacts générés a montré que les étapes d'incinération et de retour au sol du compost étaient globalement les plus impactantes, alors que le TMB seul ne s'est pas avéré discriminant en termes d'impacts générés. La substitution énergétique est celle qui permet d'obtenir le plus d'impacts évités, à savoir ceux d'une chaudière gaz ou d'une chaudière bois. Ainsi, les filières avec digestion anaérobie, sur TMB ou sur installation de traitement des biodéchets, ont des impacts évités plus forts que les scénarios avec simple compostage de la fraction organique des OMR. Au final, l'analyse des impacts n'a pas conduit à la distinction de la meilleure alternative de gestion des OMR, puisque, d'une part, aucun ne scénario ne domine majoritairement l'ensemble des catégories d'impacts et, d'autre part, les écarts constatés entre scénarios se sont avérés souvent comme peu significatifs.

Dans un second temps, l'exploitation des résultats de l'enquête présentée au chapitre II a conduit à la construction d'un modèle économétrique Logit multinomial décliné en plusieurs variantes. Le modèle retenu est dit « à effets croisés » et prend en compte des interactions entre quelques variables sur les caractéristiques individuelles et les variables attribut. Ce modèle permet de prendre en compte une hétérogénéité individuelle observée, puisque les coefficients du Logit multinomial sont déterminés pour chaque individu. Les consentements à payer (CAP) sont alors déterminés par impact et par individu. L'analyse des CAP montre effectivement une hétérogénéité entre les individus (hétérogénéité intra-impacts) avec des écarts-types conséquents, qui nécessite de raisonner ensuite avec un CAP médian pour chaque impact afin de pouvoir exprimer les préférences de l'échantillon enquêté sous forme de compromis. Une hétérogénéité inter-impacts est également observée et souligne, pour l'échantillon enquêté, la préférence pour les impacts sur l'atteinte à la santé humaine et l'augmentation de l'effet de serre au détriment de l'épuisement des ressources naturelles. Cependant, le modèle utilisé pour déterminer les CAP pourrait avoir une régression de meilleure qualité ainsi qu'un meilleur ajustement. La solution envisagée est d'introduire un modèle avec *scale parameter*, qui puisse intégrer une hétérogénéité observée et inobservée

III- Mise en œuvre de l'ACV et de la MCM pour l'estimation des CAP relatifs aux trois catégories d'impacts environnementaux

dans les coefficients du modèle, à partir de certaines caractéristiques individuelles des enquêtés.

Conclusion générale

CONCLUSION GENERALE

La volonté politique d'intégrer un volet d'évaluation environnementale parmi les critères possibles de décision locale en matière de choix de gestion de filière des déchets ménagers est relativement récente, puisque cela date de 2004 et s'applique depuis à la révisions des plans d'élimination des déchets. Aucune méthode n'est recommandée en théorie pour mener cette évaluation environnementale, mais il se trouve que, dans le domaine de la gestion des déchets ménagers, c'est l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) qui est la plus utilisée en pratique. Ce choix peut surprendre car, si l'outil est puissant et permet une analyse multicritère de l'environnement afin de tendre vers une approche exhaustive, il est en contrepartie complexe à utiliser pour un néophyte et les résultats qui en découlent sont de même difficiles à interpréter en l'absence de praticiens. Or, la décision en matière de gestion locale des déchets est de plus en plus fortement dépendante des problèmes d'acceptabilité survenant lors de l'implantation de nouvelles installations de traitement de déchets. Ce critère d'acceptabilité ainsi que les critères économiques prennent, dès lors, le dessus dans la décision, puisque peu de décideurs et d'acteurs sont en mesure de s'approprier les résultats multicritères d'ACV de scénarios de gestion de déchets. Bien que préconisée, l'évaluation environnementale au final est souvent absente des critères de décision relatifs à un choix de projet de gestion de déchets, ou au mieux ne sert qu'à conforter des choix déjà établis.

Afin que l'évaluation environnementale puisse réellement éclairer la décision, il faut construire une démarche qui permette aux différents acteurs de la décision, décideurs et citoyens essentiellement, de s'en approprier les résultats. Cette démarche peut s'appuyer sur des considérations sociologiques ou économiques. Nous avons fait le choix de la seconde approche qui consiste à estimer en termes monétaires la perte ou l'amélioration de la qualité de l'environnement, respectivement sous forme de consentement à recevoir (CAR) ou de consentement à payer (CAP), moyennant l'hypothèse très forte de substituabilité entre un bien environnemental et une valeur monétaire.

Cette thèse s'est attachée à montrer en quoi, dans le contexte particulier de la gestion des déchets, l'adaptation et l'utilisation d'une méthode de monétarisation, en l'occurrence la Méthode des Choix Multiples (MCM), pourrait tendre vers une meilleure appropriation des

résultats d'ACV par les différents acteurs de la décision, par l'intermédiaire de la révélation des préférences des citoyens. Ces préférences, exprimées sous forme de CAP médians, sont à destination du décideur qui possède alors un jeu de pondération pour les résultats d'ACV.

Les différents apports de cette thèse pour la problématique précédemment énoncée seront dans un premier temps analysés, puis les limites de la démarche seront rappelées, conduisant à la proposition de perspectives de recherche futures.

La problématique de la décision locale en matière de gestion des déchets ménagers et de l'intégration d'un volet environnemental parmi les critères de décision a nécessité dans un premier temps de s'intéresser au contexte de la gestion des déchets ménagers en France, en se focalisant sur la gestion des ordures ménagères résiduelles (OMR) puisque c'est en réalité le choix de leur mode de traitement qui soulève des fortes questions d'acceptabilité et engendre la plupart du temps des situations de blocage chez les riverains et les associations. Cette thèse a mis en évidence l'influence des contextes réglementaire français et européen sur les collectivités locales et leurs choix de gestion des OMR en incitant à valoriser le contenu organique de ce gisement. De ce fait, les collectivités sont confrontées à deux principaux choix de filière de gestion des OMR : la mise en place d'une collecte sélective des biodéchets avec un traitement spécifique de cette fraction ou la mise en place d'une installation de traitement mécano-biologique (TMB) pour l'intégralité du flux d'OMR. En toute rigueur et en théorie, le choix de la filière la plus appropriée devrait reposer sur un compromis entre les critères économiques, sociaux, mais aussi environnementaux, notamment lorsque la décision s'inscrit dans le cadre de la planification territoriale.

Ainsi, l'intégration récente de l'évaluation environnementale dans des processus de décision relatifs à des choix de gestion de déchets a exigé que nous nous intéressions à un des outils les plus utilisés pour sa réalisation, en l'occurrence l'ACV, dans un cadre générale et dans le cadre spécifique de la gestion des déchets. L'étude de la méthodologie ACV, dans un premier temps, a permis de souligner les intérêts de cet outil pour l'évaluation environnementale de scénarios de gestion des OMR. Internationalement reconnue, l'ACV présente l'avantage d'offrir une évaluation sur l'ensemble du cycle de vie de la filière et de tendre vers l'exhaustivité *via* une analyse multidimensionnelle de l'environnement. Cette

force de l'outil en fait aussi sa faiblesse puisque les différents acteurs de la décision ne parviennent pas à s'approprier ces résultats multicritères. Une revue de littérature d'études de cas d'ACV de gestion de déchets a d'ailleurs confirmé l'intérêt de cet outil pour ce sujet, puis a permis de relever les principales caractéristiques de mise en œuvre ainsi que les limites méthodologiques de la méthode.

Dans l'objectif de la monétarisation des impacts environnementaux, nous avons mené une ACV de cinq scénarios de gestion des OMR, dont les résultats figurent dans le Chapitre III. Les résultats, présentés sous la forme de dix catégories d'impacts *midpoint* issus de la méthode CML 2001, n'ont pas permis de trancher sur une alternative meilleure que les autres. En effet, tant pour les impacts générés liés aux émissions de traitement que pour les impacts évités liés à la valorisation matière et énergie, aucun scénario ne se distingue réellement. En outre, les écarts relatifs entre résultats d'impacts ne sont généralement pas significatifs d'un scénario à un autre. Ce travail montre effectivement que la mise en œuvre de l'ACV aboutit rarement à des résultats tranchés, et que le décideur se trouve face à des résultats multiples et non discriminants qui lui permettent difficilement de se positionner. Des méthodes d'agrégation et de pondération des résultats d'ACV existent pour tenter de résoudre cette difficulté d'interprétation. Parmi elles, les méthodes *Distance-to-Target*, *Eco-Indicator 99* et *Stepwise 2006* ont été analysées et ont montré le recours à des méthodologies décontextualisées qui ne reflètent en aucun cas les préférences des acteurs concernés.

Ce constat nous a incités à nous tourner vers les méthodes de monétarisation. Ces méthodes économiques constituent un moyen de pondérer et d'agréger les impacts environnementaux par l'estimation de CAP déterminés à partir des préférences des individus révélées ou observées au travers de leurs comportements, et donc de faciliter l'appropriation et sans doute l'utilisation de ces résultats par les décideurs et les acteurs. Le choix d'une de ces méthodes est cependant subordonné à la possibilité de monétariser chaque impact par rapport aux autres d'une manière cohérente et homogène comme expliqué dans le Chapitre II.

Le choix d'une méthode de monétarisation pour les impacts environnementaux a nécessité dans un premier temps de rappeler le cadre de l'évaluation des biens et des services non marchands pour lesquels l'absence de marché ne permet pas la détermination d'un prix et sans lequel l'accès à la valeur de ces biens et de ces services est complexe. Cette valeur est définie en économie par le concept de Valeur Economique Totale (VET), construite à partir

des valeurs d'usage et de non usage du bien considéré. Un premier objectif a consisté à classer les différentes méthodes de monétarisation selon les composantes de la VET qu'elles permettent d'évaluer. Il découle de cette classification que seules les méthodes dites à préférences déclarées peuvent évaluer l'intégralité de la VET d'un bien ou service non marchand. Elles sont donc à recommander pour une évaluation homogène et cohérente de différents impacts environnementaux. Une analyse non exhaustive d'études de cas de monétarisation des impacts, principalement en gestion de déchets, tend à montrer qu'au contraire, dans la pratique, certains impacts ne sont évalués qu'au regard d'une valeur/ borne inférieure de la VET.

Le choix de méthode de monétarisation s'est appuyé sur notre constatation théorique et s'est porté sur les méthodes à préférences déclarées. Ces méthodes ont la particularité de reposer sur des enquêtes auprès d'individus qui sont amenés à déclarer directement ou indirectement leur CAP ou leur CAR pour une amélioration ou une dégradation de l'environnement. Parmi elles, deux méthodes se distinguent essentiellement : la méthode d'évaluation contingente (MEC) et la méthode des choix multiples (MCM). Une analyse de chacune des deux méthodes a mis en évidence que la MEC permettait de monétariser l'environnement et sa qualité d'une façon globale, alors que la MCM évalue l'environnement comme une combinaison de caractéristiques. Cette analyse a conduit à sélectionner la MCM pour la suite de ce travail car elle traite l'environnement de manière multidimensionnelle et peut donc évaluer simultanément plusieurs impacts environnementaux selon un même cadre d'analyse. Toutefois, l'aspect multidimensionnel de cette méthode est limité et il a été jugé pertinent de se restreindre à trois catégories d'impacts environnementaux représentant, *a priori*, des enjeux en matière de gestion des déchets : l'augmentation de l'effet de serre, l'atteinte à la santé humaine et l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables. En outre, l'application de la MCM à l'évaluation d'impacts environnementaux *midpoint* issus d'une ACV, ce qui constitue l'originalité de ce travail, accentue les limites méthodologiques existantes et inhérentes à sa mise en œuvre. Ces limites concernent notamment la complexité de l'exercice de choix du questionnaire, les effets d'apprentissage et de lassitude au cours de l'exercice de choix, et la présence de préférences et de choix lexicographiques. Des propositions d'amélioration ont par conséquent été construites afin de surmonter ces limites, excepté celle relative aux préférences et choix lexicographiques. La question de la complexité du sujet a été traitée en proposant à la moitié des enquêtés une version plus détaillée de la

présentation du sujet, intégrant des explications du mécanisme de cause à effets pour chacun des impacts à monétariser, afin que chaque individu puisse bénéficier du même niveau minimal de compréhension des impacts. En outre, une représentation imagée a été construite sur chaque carte de choix, permettant de comparer les niveaux d'impact des scénarios avec d'autres activités anthropiques supposées être plus parlantes, afin de rendre les niveaux d'impacts plus concrets. Les effets d'apprentissage et de lassitude ont été atténués en proposant une distribution aléatoire des cartes de choix pour chaque enquêté, afin que ce ne soient pas toujours les mêmes cartes placées en première et en dernière position dans l'exercice de choix. Enfin, dans le but de mesurer l'éventuelle influence de certaines variables comportementales telles que la connaissance des individus sur les impacts environnementaux à évaluer ainsi que leur intérêt pour l'environnement sur les choix individuels, des questions spécifiques ont été posées aux individus dans la dernière partie de l'enquête.

Notre cheminement, depuis la question initiale de l'intégration de critères environnementaux dans les processus décisionnels jusqu'à l'objectif de tendre vers une meilleure appropriation des résultats d'ACV, a abouti au choix d'une méthode de monétarisation, la MCM. Sous réserve de propositions d'adaptation pour une application aux impacts environnementaux, cette méthode de monétarisation conduit à la détermination de CAP individuels pour chacune des trois catégories d'impacts, *via* la construction d'un modèle économétrique, représentant les préférences de chacun à l'égard de chaque catégorie d'impact.

L'exploitation des résultats de l'enquête a conduit à la construction d'un modèle économétrique Logit multinomial décliné en plusieurs variantes. Le modèle retenu est dit « à effets croisés » et prend en compte des interactions entre quelques variables sur les caractéristiques individuelles et les variables attribut (impacts environnementaux et taxe d'enlèvement des ordures ménagères). L'estimation des coefficients du Logit multinomial conduit ensuite à la détermination des CAP par impact et par individu, permettant la prise en compte d'une hétérogénéité individuelle observée. L'analyse de ces CAP montre effectivement une hétérogénéité entre les individus (hétérogénéité intra-impacts) avec des écarts-types conséquents. Une hétérogénéité inter-impacts est également observée et souligne, pour l'échantillon enquêté, que plus de poids est accordé à l'atteinte à la santé humaine et à l'augmentation de l'effet de serre au détriment de l'épuisement des ressources naturelles.

Cependant, ces valeurs de CAP individuels ne permettent pas de constituer un jeu de pondération. En revanche, un CAP moyen ou un CAP médian par impact peuvent l'un ou l'autre être considérés comme une valeur représentative de l'échantillon enquêté à transmettre au décideur public. Le choix s'est porté sur le CAP médian car celui-ci représente un compromis au regard de la distribution des valeurs de CAP obtenues.

Cependant, le modèle économétrique retenu n'apporte pas une totale satisfaction. Certaines valeurs de CAP sont négatives mais ne sont pourtant pas interprétables comme des CAR. Avec un modèle ayant une régression de meilleure qualité ainsi qu'un meilleur ajustement, ce cas de figure pourrait être évité. La solution envisagée est d'introduire un modèle avec *scale parameter*, qui puisse intégrer une hétérogénéité observée mais aussi inobservée dans les coefficients du modèle, à partir de certaines caractéristiques individuelles des enquêtés. Ce *scale parameter* peut résumer une variable explicative de la diversité des choix individuels : la difficulté, le niveau de compréhension des individus sur les impacts, la stabilité et la certitude de leurs choix. Cette démarche reste pour l'instant à explorer entièrement et nécessite de disposer d'un échantillon plus grand que celui de ce travail de thèse.

La démarche entreprise au travers de ce travail de thèse s'est proposée de répondre à la question de construction d'une méthode permettant de tendre vers une meilleure appropriation des résultats d'ACV dans le cadre de la décision publique en matière de gestion des déchets, en adaptant et en utilisant une méthode de monétarisation, la MCM, pour évaluer plusieurs catégories d'impacts de façon homogène. La détermination, à partir d'une enquête auprès d'individus, de CAP médians pour la diminution des impacts environnementaux, supposant par ailleurs la substituabilité entre valeur monétaire et impact, a ensuite permis de construire un jeu de pondération à destination du décideur public. Cette démarche représente une manière originale de rechercher l'acceptabilité des citoyens dans un processus décisionnel, et cela dans la perspective de favoriser l'appropriation des résultats d'ACV par l'ensemble des acteurs concernés.

Cependant, cette démarche souffre encore actuellement d'un certain nombre de limites méthodologiques, dont il conviendrait, dans un premier temps, de s'affranchir. Ces limites concernent la construction de l'enquête, la modification du modèle économétrique, ainsi que la validation de la démarche par une application à un cas concret. Dans un second temps, et

dans l'hypothèse où ces limites peuvent être surmontées, ce travail laisse entrevoir des perspectives de recherche concernant une extension de l'application de la méthode à d'autres catégories d'impacts environnementaux ou aux problèmes de nuisances en gestion des déchets.

L'amélioration de la démarche telle qu'elle a été présentée constitue la perspective de recherche la plus évidente et s'articule autour des trois points suivants : la construction de l'enquête, la construction du modèle économétrique et l'application de la méthode à un cas concret.

Les limites liées à la construction de l'enquête sont à attribuer à la partie introductive de l'enquête dans la version *ex ante* du questionnaire, à la construction des cartes de choix et à la représentation imagée figurant sur les cartes de choix. Si la notice de présentation détaillée du sujet s'est avérée indispensable pour les individus de la version *ex ante*, d'après leurs propos recueillis lors des débriefings collectifs, celle-ci est cependant encore trop complexe pour être à la portée de tous. Les alternatives sur les cartes de choix possèdent trop d'informations chiffrées. Cette surcharge d'information, perçue initialement comme nécessaire, accentue au final la charge cognitive pour l'exercice de choix. En théorie, un pré-test ou des *focus group* auraient dû être mis en place en amont du lancement de l'enquête afin d'en atténuer ses limites. Dans l'optique de la création d'une nouvelle version de cette enquête, il faudrait pouvoir retravailler la version existante en adoptant une démarche collective qui regroupe des économistes, des praticiens de l'ACV, des spécialistes de la gestion des déchets, des sociologues et des individus lambda.

Concernant le choix du modèle économétrique, les modifications du modèle portent sur l'introduction d'un *scale parameter*, comme présenté précédemment, permettant l'intégration dans le modèle d'une hétérogénéité individuelle inobservée.

Enfin, si la mise en œuvre de la méthode dans un contexte expérimental et fictif semble fonctionner, l'intérêt est que celle-ci puisse être applicable et appliquée dans un premier temps à une échelle pilote, plus grande et constituée d'individus lambda. Cette méthode paraît difficilement applicable en l'état en raison de la complexité actuelle de l'enquête et des moyens humains et financiers à déployer pour pouvoir la mener. Si des pistes n'ont pas encore été établies, ce constat peut néanmoins expliquer pourquoi certaines études de monétarisation sont décontextualisées, avec des résultats repris d'une étude antérieure

portant sur un autre cas pratique, sans pour autant recourir à la méthode du transfert de bénéfices dans les règles de l'art.

Dans l'hypothèse où une version améliorée de l'enquête serait construite, faisant écho aux remarques précédentes, et où la faisabilité de l'application de la méthode à un cas concret aurait été démontrée, il pourrait être envisagé d'étendre l'analyse à d'autres attributs. En effet, seules trois catégories d'impacts ont été monétarisées au travers de cette démarche exploratoire : l'augmentation de l'effet de serre, l'atteinte à la santé humaine et l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables. D'une part, ces trois catégories d'impacts ne correspondent peut-être pas aux enjeux particuliers de la gestion des déchets d'une collectivité. D'autre part, la recherche d'exhaustivité souhaitée par l'ACV est mise de côté car la MCM permet tout au plus de monétariser trois catégories d'impacts simultanément. Une monétarisation exhaustive de toutes les catégories d'impact serait donc plus en cohérence avec la démarche de l'ACV. Pour cela, il faudrait bénéficier d'un échantillon suffisamment grand pour créer différents sous-groupes. Chaque sous-groupe disposerait d'une version d'enquête avec trois catégories d'impacts, ces catégories variant d'un sous-groupe à un autre avec néanmoins un dénominateur commun, par exemple l'augmentation de l'effet de serre, ceci afin d'estimer les CAP des dix catégories d'impacts proposées par la méthode CML au regard du même référentiel. L'approche économétrique permettant d'intégrer ces différentes versions de questionnaire avec des attributs différents devra être développée.

Par ailleurs, les nuisances en matière de gestion de déchets, qu'elles soient visuelles, sonores et essentiellement olfactives, représentent pour les acteurs des enjeux locaux plus prégnants que les enjeux globaux car elles sont perceptibles et portent atteinte à la qualité de vie quotidienne des citoyens. Ces nuisances sont en outre à l'origine des problèmes d'acceptabilité que soulève l'implantation d'une nouvelle installation de traitement de déchets. Elles représentent donc des éléments à prendre en compte dans le choix d'une filière de gestion des ordures ménagères. Néanmoins, les nuisances provoquées par celles-ci, sont difficilement quantifiables, car subjectives. L'idée serait donc d'appliquer la MCM avec des attributs qui correspondent à des nuisances (odeur, bruit, impact visuel), plus cette fois-ci dans un objectif d'évaluation des préférences individuelles que dans une démarche d'appropriation. Ces attributs pourraient être représentés qualitativement par des images, accompagnées d'un texte descriptif. L'idée pourrait être de concevoir une sorte de MCM interactive, où les nuisances olfactives ne sont plus décrites ou représentées sur un support papier, mais par

exemple senties par le biais d'un olfactomètre, et où les nuisances sonores seraient simulées par l'intermédiaire d'enregistrements en format audio.

En dépit des possibilités que laisse entrevoir la MCM pour la monétarisation des impacts environnementaux dans une démarche d'appropriation des résultats d'ACV, ce travail a également souligné la difficulté d'utiliser cette méthode pour des attributs abstraits. Une application de la MCM aux nuisances, des enjeux locaux et prégnants en gestion des déchets, mais aussi concrets, ouvre cependant des perspectives de recherche intéressantes. La MCM constituerait en effet un moyen d'évaluer ces nuisances sous forme monétaire car celles-ci ne sont actuellement pas évaluées par l'ACV, et, d'une manière générale, ne sont pas quantifiées. Finalement, cette perspective rapprocherait la MCM de son application originale en marketing, où les arbitrages s'effectuent entre des caractéristiques concrètes de biens de consommation, ne nécessitant pas de posséder de connaissances particulières sur un sujet précis.

Bibliographie

1. Sintomer Y. (2007). *Le pouvoir au peuple. Jurys citoyens, tirage au sort et démocratie participative*. La Découverte, 128 p.
2. Irstea, Engees, et Médiation&Environnement (2012). *Résultats des inventaires et études de cas de l'utilisation des outils d'évaluation environnementale dans les processus décisionnels en matière de gestion des déchets*. Irstea-Engees-Médiation&Environnement.
3. Schlierf K. et Barbier R. (2011). *La participation comme injonction à refonder les critères de légitimation des projets: le cas du critère de "pertinence environnementale" dans le domaine des déchets*. In: Paris, 21/10/2011. Journée d'études sur les effets de la participation-Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales, 1-15 p.
4. Sarget M.-N. *Problèmes et limites de l'approche systémique de la décision politique*. Disponible sur: <http://www.afscet.asso.fr/MNSande01.pdf>. (Consulté le 03/06/2012).
5. Molénat X. (2009). *La démocratie participative*. Sciences Humaines, N°201, Février 2009. Disponible sur: http://www.scienceshumaines.com/la-democratie-participative_fr_23207.html. (Consulté le 03/06/2012).
6. European Commission (2006). *Integrated Pollution Prevention and Control - Reference Document on Best Available Techniques for the Waste Treatments Industries*. European Commission, 626 p.
7. ADEME (2004). *SINOE*. Disponible sur: <http://www.sinoe.org/index.php>. (Consulté le 20/01/2012).
8. Observatoire des finances locales (2011). *Rapport de l'Observatoire des finances locales- Les finances des collectivités locales en 2011*. Observatoire des finances locales, 224 p.
9. Le Bozec A. (2008). *Mise en place de la redevance incitative du service public d'élimination des déchets*. Quae, 152 p. (Guide Pratique).
10. ADEME (2011). *Quelles perspectives concernant la tarification incitative*. In: Besançon, Les journées techniques- Déchets ménagers: La redevance incitative. Technicités.
11. ADEME (2009). *Les déchets en chiffres en France- Edition 2009*. ADEME, Angers, Données et références, 24 p.
12. ADEME (2009). *Campagne nationale de caractérisation des ordures ménagères- Résultats année 2007*. ADEME, Angers, 6 p.

13. ADEME (2011). *La collecte des déchets par le service public en France- Synthèse année 2009*. Service Planification et Observation des Déchets, Direction Consommation Durable et Déchets, 8 p.
14. ADEME (2009). *La collecte de déchets par le service public en France- Résultats année 2007*. ADEME, Angers, 24 p.
15. Parlement Européen et Conseil de l'Union Européenne (2008). *Directive 2008/98/CE du 19 Novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives*. pp. 1-28.
16. Parlement Européen et Conseil de l'Union Européenne (2008). *Directive 2008/1/CE du 15 Janvier 2008 relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution*. pp. 1-22.
17. Cikankowitz A. (2008). *Méthodologie d'évaluation des performances environnementales de technique en vue de les comparer puis de les valider "Meilleures techniques disponibles"*. Thèse de doctorat: Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, Saint-Etienne, 378 p.
18. Cikankowitz A. et Laforest V. (2010). La directive IPPC: où en est-on et où va-t-on? *VertigO- la revue électronique en sciences de l'environnement*, Vol.10 (1), pp. 1-18.
19. European Commission (2006). *Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration*. Integrated Pollution Prevention and Control, European Commission, 638 p.
20. Conseil de l'Union Européenne (1999). *Directive 1999/31/CE du 26 Avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets*. Journal officiel des Communautés européennes. pp. 1-19.
21. MEDDTL *Le Grenelle Environnement*. Disponible sur: <http://www.legrenelle-environnement.fr/Presentation-du-Grenelle.html>. (Consulté le 09/05/2012).
22. République Française (2009). *Loi n°2009-967 du 3 Août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (1)*. pp. 1-53.
23. Parlement Européen et Conseil de l'Union Européenne (2006). *Directive 2006/12/CE du 5 Avril 2006 relative aux déchets*. pp. 1-13.
24. Parlement Européen et Conseil de l'Union Européenne (2004). *Directive 2004/12/CE du 11 Février 2004 modifiant la directive 94/62/CE relative aux emballages et aux déchets d'emballages*. pp. 1-6.
25. Bundesrepublik Deutschland (1993). *TASi- Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen vom 14. Mai 1993*. pp. 1-65.
26. Mollaret M.E. et Le Bozec A. (2009). Approche comparée du développement du traitement mécano-biologique des déchets ménagers entre la France et l'Allemagne. *Techniques -Sciences - Méthodes*, (5), pp. 81-98.

27. BMU (1999). *BMU legt Eckpunkte für die Zukunft der Entsorgung von Siedlungsabfällen vor.*
28. Bundesrepublik Deutschland (2001). *30.BImSchV- Dreissigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen).* pp. 1-10.
29. ASA (2010). *Steckbrief.* Disponible sur: <http://www.asa-ev.de/index.php?id=5>. (Consulté le 03/02/2012).
30. BIPE, FNADE, et ADEME (2009). *Les centres de traitement Mécano-Biologiques (TMB): des outils flexibles en réponse aux contraintes locales.* In: 14 Avril 2009. s.n., 67 p.
31. ADEME (2010). *Le Traitement Mécano-biologique des ordures ménagères.* Les avis de l'ADEME, pp. 1-3.
32. Weill M. (2010). Ces collectivités qui transforment leurs déchets en compost. In. *La Croix*
33. JUNIPER (2005). *Mechanical-Biological Treatment: A Guide for Decision Makers, Processes, Policies and Markets- The Summary Report.* Juniper Consultancy Services.
34. République Française (2008). *Arrêté du 22 avril 2008 fixant les règles techniques auxquelles doivent satisfaire les installations de compostage ou de stabilisation biologique aérobie soumises à autorisation en application du titre Ier du livre V du code de l'environnement.* Journal officiel de la République Française (JORF), pp. 1-17.
35. Aissani L. (2008). *Intégration des paramètres spatio-temporels et des risques d'accident à l'Analyse du Cycle de Vie: Application à la filière hydrogène énergie et à la filière essence.* Thèse de doctorat: Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, Saint-Etienne, 352 p.
36. ISO- Management environnemental (2006). *Analyse du cycle de vie- Principes et cadre- ISO 14 040.* ISO. pp. 1-33.
37. ISO- Management environnemental (2006). *Analyse du cycle de vie- Exigences et lignes directrices- ISO 14 044.* ISO. pp. 1-59.
38. JRC et IES- Institute for Environment and Sustainability (2010). *General guide for life Cycle Assessment- Detailed Guidance- First Edition.* European Commission - JRC - IES, 414 p.
39. JRC et IES- Institute for Environment and Sustainability (2010). *Framework and requirements for Life Cycle Assessment models and indicators.* European Commission - JRC - IES, 112 p.

40. JRC et IES- Institute for Environment and Sustainability (2010). *Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment - First Edition*. European Commission - JRC - IES, 115 p.
41. UNEP (2004). *Pourquoi l'approche du cycle de vie?* Publications Nations Unies, 1-28 p.
42. SETAC (1993). *Guidelines for Life-Cycle Assessment: A "Code of Practice"*. SETAC, 69 p.
43. Jolliet O., Saadé M., et Crettaz P. (2005). *Analyse du Cycle de Vie: Comprendre et réaliser un Ecobilan*. Lausanne: Presses Polytechniques et Universitaires Romandes-PPUR, 242 p. (Gérer l'Environnement).
44. Grisel L. et Osset P. (2004). *L'analyse du Cycle de Vie d'un produit ou d'un service, Applications et mise en pratique*. Saint-Denis La Plaine (FRA): AFNOR, 357 p.
45. ADEME et AFNOR *Affichage environnemental de produits de grande consommation*. Disponible sur: <http://affichage-environnemental.afnor.org/>. (Consulté le 07/03/2012).
46. Cros C., Fourdrin E., et Réthoré O. (2010). The French initiative on environmental information of mass market products. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.15 (6), pp. 537-539.
47. Guinée J.B., Udo de Haes H.A., et Huppes G. (1993). Quantitative life cycle assessment of products- 1: Goal definition and inventory. *Journal of Cleaner Production*, Vol.1 (1), pp. 3-13.
48. Rebitzer G., Ekvall T., Frischknecht R., et al. (2004). Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*, Vol.30 (5), pp. 701-720.
49. Ciroth A. et Srocka M. (2008). How to obtain a precise and representative estimate for parameters in LCA: A case study for the functional unit. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.13 (3), pp. 265-277.
50. Rousseaux P. (1993). *Evaluation comparative de l'impact environnemental global (ECIEG) du cycle de vie des produits*. Thèse de doctorat: Institut National des Sciences Appliquées, Lyon, 276 p.
51. Tillman A.M., Ekvall T., Baumann H., et al. (1994). Choice of system boundaries in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, Vol.2 (1), pp. 21-29.
52. Khalifa K. (1999). Analyse du Cycle de Vie- Problématique de l'évaluation des impacts. *Techniques de l'Ingénieur*, Vol.G5610, 10p.
53. Heijungs R. et Guinée J.B. (2007). Allocation and 'what-if' scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Management*, Vol.27 (8), pp. 997-1005.

54. Guinée J., Gorrée M., Heijungs R., et al. (2001). *Part 3: Scientific background*, in *Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards*. Ministry of VROM (NLD), Centre of Environmental Science- Leiden University (NLD). pp. 1-314.
55. Potting J., Schöpp W., Blok K., et al. (1998). Comparison of the acidifying impact from emissions with different regional origin in life-cycle assessment. *Journal of Hazardous Materials*, Vol.61 (1-3), pp. 155-162.
56. Huijbregts M.A.J., Thissen U., Guinée J.B., et al. (2000). Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. *Chemosphere*, Vol.41 (4), pp. 541-573.
57. Rosenbaum R.K., Bachmann T.M., Gold L.S., et al. (2008). USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.13 (7), pp. 532-546.
58. Tukker A. (2000). Life cycle assessment as a tool in environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, Vol.20 (4), pp. 435-456.
59. Jolliet O., Müller-Wenk R., Bare J., et al. (2004). The LCIA midpoint-damage framework of the UNEP/SETAC life cycle initiative. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.9 (6), pp. 394-404.
60. Guinée J., Gorrée M., Heijungs R., et al. (2001). *CML guide to life cycle assessment*. Leiden: Centre of Environmental Studies- Leiden University (NLD), p.
61. Bare J.C., Norris G.A., Pennington D.W., et al. (2003). TRACI: The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. *Journal of Industrial Ecology*, Vol.6 (3-4), pp. 49-78.
62. Finnveden G., Hauschild M.Z., Ekvall T., et al. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, Vol.91 (1), pp. 1-21.
63. De Udo Haes H.A., Jolliet O., Finnveden G., et al. (1999). Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.4 (2), pp. 66-74.
64. Goedkoop M., Hofstetter P., Müller-Wenk R., et al. (1998). The Eco-Indicator 98 Explained. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.3 (6), pp. 352-360.
65. Jolliet O., Margni M., Charles R., et al. (2003). IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.8 (6), pp. 324-330.
66. Hauschild M. et Potting J. (2004). *Spatial differentiation in life cycle assessment, the EDIP 2003 methodology. Guidelines from the Danish Environmental Protection Agency*. 1-63 p.

67. Bare J.C., Hofstetter P., Pennington D.W., et al. (2000). Life cycle impact assessment workshop summary. Midpoints versus endpoints: The sacrifices and benefits. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.5 (6), pp. 319-326.
68. Itsubo N. et Inaba A. (2003). A new LCIA method: LIME has been completed. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.8 (5), pp. 305.
69. Goedkoop M., Heijungs R., Huijbregts M., et al. (2009). *ReCiPe 2008- A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level - First edition, Report I: Characterisation*. Ministry of VROM, 1-125 p.
70. Heijungs R., Guinée J., Kleijn R., et al. (2007). Bias in normalization: Causes, consequences, detection and remedies. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.12 (4), pp. 211-216.
71. Norris G.A. (2001). The requirement for congruence in normalization. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.6 (2), pp. 85-88.
72. Lindeijer E. (1996). *Normalization and valuation*, in *Towards a methodology for Life Cycle Assessment*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC-Europe): Bruxelles (BEL).
73. Reap J., Roman F., Duncan S., et al. (2008). A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: Impact assessment and interpretation. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.13 (5), pp. 374-388.
74. Ekvall T., Assefa G., Björklund A., et al. (2007). What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste Management*, Vol.27 (8), pp. 989-996.
75. Ekvall T. et Finnveden G. (2000). The application of Life Cycle Assessment to integrated solid waste management. Part 2 - Perspectives on energy and material recovery from paper. *Process Safety and Environmental Protection*, Vol.78 (4), pp. 288-294.
76. Ekvall T. et Tillman A.M. (1997). Open-loop recycling: Criteria for allocation procedures. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.2 (3), pp. 155-162.
77. Heijungs R. et Frischknecht R. (1998). A special view on the nature of the allocation problem. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.3 (6), pp. 321-332.
78. Ekvall T. et Weidema B.P. (2004). System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.9 (3), pp. 161-171.
79. Ekvall T. et Andræ A.S.G. (2006). Attributional and consequential environmental assessment of the shift to lead-free solders. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.11 (5), pp. 344-353.

80. Pennington D.W., Potting J., Finnveden G., et al. (2004). Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. *Environment International*, Vol.30 (5), pp. 721-739.
81. Potting J. et Hauschild M. (2006). Spatial differentiation in life cycle impact assessment: A decade of method development to increase the environmental realism of LCIA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.11 (SPEC. ISS. 1), pp. 11-13.
82. White P., De Smet B., Udo de Haes H.A., et al. (1995). *LCA back on track, but is it one track or two ? LCA news*. SETAC Europe, SETAC Europe publication, 2-3 p.
83. Potting J. (2000). *Spatial differentiation in life cycle impact assesment- A framework and site dependent factors to assess acidification and human exposure*. PhD: Université de Utrecht (NLD), Utrecht.
84. Potting J. et Hauschild M. (1997). The linear nature of environmental impact from emissions in life-cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.2 (3), pp. 171-177.
85. Potting J. et Hauschild M. (1997). Spatial differentiation in life-cycle assessment via the site-dependent characterisation of environmental impact from emissions. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.2 (4), pp. 209-216.
86. Hauschild M.Z., Potting J., Hertel O., et al. (2006). Spatial differentiation in the characterisation of photochemical ozone formation: The EDIP2003 methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.11 (SPEC. ISS. 1), pp. 72-80.
87. Ventura A. (2011). Classification of chemicals into emission-based impact categories: A first approach for equiprobable and site-specific conceptual frames. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.16 (2), pp. 148-158.
88. Cleary J. (2009). Life cycle assessments of municipal solid waste management systems: A comparative analysis of selected peer-reviewed literature. *Environment International*, Vol.35 (8), pp. 1256-1266.
89. Marchand M. et Aissani L. (2012). LCA of Waste Management Systems: a peer review. *unpublished work*.
90. Abeliotis K., Kalogeropoulos A., et Lasaridi K. (2012). Life Cycle Assessment of the MBT plant in Ano Liossia, Athens, Greece. *Waste Management*, Vol.32 (1), pp. 213-219.
91. Andersen J.K., Boldrin A., Christensen T.H., et al. (2012). Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling. *Waste Management*, Vol.32 (1), pp. 31-40.

92. Gunamantha M. et Sarto (2012). Life cycle assessment of municipal solid waste treatment to energy options: Case study of KARTAMANTUL region, Yogyakarta. *Renewable Energy*, Vol.41, pp. 277-284.
93. Salhofer S., Wassermann G., et Binner E. (2007). Strategic environmental assessment as an approach to assess waste management systems. Experiences from an Austrian case study. *Environmental Modelling and Software*, Vol.22 (5), pp. 610-618.
94. Buttol P., Masoni P., Bonoli A., et al. (2007). LCA of integrated MSW management systems: Case study of the Bologna District. *Waste Management*, Vol.27 (8), pp. 1059-1070.
95. Pisoni E.B., Raccanelli R., Dotelli G., et al. (2009). Accounting for transportation impacts in the environmental assessment of waste management plans. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.14 (3), pp. 248-256.
96. Kaplan P.O., Ranjithan S.R., et Barlaz M.A. (2009). Use of life-cycle analysis to support solid waste management planning for Delaware. *Environmental Science and Technology*, Vol.43 (5), pp. 1264-1270.
97. Wilson E.J. (2002). Life cycle inventory for municipal solid waste management. *Waste Management & Research*, Vol.20 (1), pp. 16-22.
98. Wilson E.J. (2002). Life cycle inventory for Municipal Solid Waste management Part 2: MSW management scenarios and modeling. *Waste Management & Research*, Vol.20 (1), pp. 23-36.
99. Emery A., Davies A., Griffiths A., et al. (2007). Environmental and economic modelling: A case study of municipal solid waste management scenarios in Wales. *Resources, Conservation and Recycling*, Vol.49 (3), pp. 244-263.
100. Cherubini F., Bargigli S., and Ulgiati S. (2008). Life cycle assessment of urban waste management: Energy performances and environmental impacts. The case of Rome, Italy. *Waste Management*, Vol.28 (12), pp. 2552-2564.
101. De Feo G. et Malvano C. (2009). The use of LCA in selecting the best MSW management system. *Waste Management*, Vol.29 (6), pp. 1901-1915.
102. Özeler D., Yetiş Ü., et Demirer G.N. (2006). Life cycle assesment of municipal solid waste management methods: Ankara case study. *Environment International*, Vol.32 (3), pp. 405-411.
103. Dahlbo H., Ollikainen M., Peltola S., et al. (2007). Combining ecological and economic assessment of options for newspaper waste management. *Resources, Conservation and Recycling*, Vol.51 (1), pp. 42-63.
104. Aye L. et Widjaya E.R. (2006). Environmental and economic analyses of waste disposal options for traditional markets in Indonesia. *Waste Management*, Vol.26 (10), pp. 1180-1191.

105. Sonesson U., Björklund A., Carlsson M., et al. (2000). Environmental and economic analysis of management systems for biodegradable waste. *Resources, Conservation and Recycling*, Vol.28 (1-2), pp. 29-53.
106. Ménard J.F., Lesage P., Deschênes L., et al. (2004). Comparative life cycle assessment of two landfill technologies for the treatment of municipal solid waste. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.9 (6), pp. 371-378.
107. Manfredi S. et Christensen T.H. (2009). Environmental assessment of solid waste landfilling technologies by means of LCA-modeling. *Waste Management*, Vol.29 (1), pp. 32-43.
108. Cadena E., Colón J., Artola A., et al. (2009). Environmental impact of two aerobic composting technologies using life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.14 (5), pp. 401-410.
109. Manfredi S., Niskanen A., et Christensen T.H. (2009). Environmental assessment of gas management options at the Old Ämmässuo landfill (Finland) by means of LCA-modeling (EASEWASTE). *Waste Management*, Vol.29 (5), pp. 1588-1594.
110. Bergsdal H., Strømman A.H., et Hertwich E.G. (2005). Environmental assessment of two waste incineration strategies for Central Norway. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.10 (4), pp. 263-272.
111. Finnveden G. et Ekvall T. (1998). Life-cycle assessment as a decision-support too - The case of recycling versus incineration of paper. *Resources, Conservation and Recycling*, Vol.24 (3-4), pp. 235-256.
112. Peters G.M. et Rowley H.V. (2009). Environmental comparison of biosolids management systems using life cycle assessment. *Environmental Science and Technology*, Vol.43 (8), pp. 2674-2679.
113. Liamsanguan C. et Gheewala S.H. (2008). The holistic impact of integrated solid waste management on greenhouse gas emissions in Phuket. *Journal of Cleaner Production*, Vol.16 (17), pp. 1865-1871.
114. Peche R., Roth U., Kreibe S., et al. (2007). *Abfallwirtschaft und Klimaschutz*. BIFA-Bayerisches Institut für Angewandte Umweltforschung und -technik GmbH, Bayerisches Landesamt für Umwelt, 1-78 p.
115. Dehoust G., Gebhardt P., et Gärtner S. (2002). *Der Beitrag der thermischen Abfallbehandlung zu Klimaschutz, Luftreinigung, und Ressourcenschonung*. Öko-Institut e.V., 65 p.
116. Kirkeby J., Birgisdottir H., Hansen T.L., et al. (2006). Evaluation of environmental impacts form municipal solid waste management in the municipality of Aarhus, Denmark (EASEWASTE). *Waste Management and Research*, Vol.24, pp. 16-26.

117. Arena U., Mastellone M.L., et Perugini F. (2003). The environmental performance of alternative solid waste management options: A life cycle assessment study. *Chemical Engineering Journal*, Vol.96 (1-3), pp. 207-222.
118. Fehrenbach H., Glegrich J., et Schmidt R. (2007). *Ökobilanz thermischer Entsorgungssysteme für brennbare Abfälle in Nordrhein-Westfalen*. Ministerium für Umwelt und Naturschutz Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, IFEU- Institut für Energie und Umweltforschung GmbH, 252 p.
119. IFEU (2005). *Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland- Teilbericht Siedlungsabfälle*. IFEU- Institut für Energie und Umweltforschung GmbH, 1-141 p.
120. Kirkeby J., Birgisdottir H., Hansen T.L., et al. (2006). Environmental assessment of solid waste systems and technologies. *Waste Management and Research*, Vol.24 (3), pp. 3-15.
121. Coleman T., Masoni P., Dryer A., et al. (2003). International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.8 (3), pp. 175-178.
122. Banar M., Cokaygil Z., et Ozkan A. (2009). Life cycle assessment of solid waste management options for Eskisehir, Turkey. *Waste Management*, Vol.29 (1), pp. 54-62.
123. Blengini G.A. (2008). Using LCA to evaluate impacts and resources conservation potential of composting: A case study of the Asti District in Italy. *Resources, Conservation and Recycling*, Vol.52 (12), pp. 1373-1381.
124. Wittmaier M., Langer S., et Sawilla B. (2009). Possibilities and limitations of life cycle assessment (LCA) in the development of waste utilization systems - Applied examples for a region in Northern Germany. *Waste Management*, Vol.29 (5), pp. 1732-1738.
125. Zhao W., der Voet E.v., Zhang Y., et al. (2009). Life cycle assessment of municipal solid waste management with regard to greenhouse gas emissions: Case study of Tianjin, China. *Science of the Total Environment*, Vol.407 (5), pp. 1517-1526.
126. Clift R., Doig A., et Finnveden G. (2000). The application of Life Cycle Assessment to Integrated Solid Waste Management. Part 1 - Methodology. *Process Safety and Environmental Protection*, Vol.78 (4), pp. 279-287.
127. Christensen T.H., Bhandar G., Lindvall H., et al. (2007). Experience with the use of LCA-modelling (EASEWASTE) in waste management. *Waste Management and Research*, Vol.25 (3), pp. 257-262.
128. Finnveden G., Albertsson A.C., Berendson J., et al. (1995). Solid waste treatment within the framework of life-cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, Vol.3 (4), pp. 189-199.

129. Moberg A., Finnveden G., Johansson J., et al. (2005). Life cycle assessment of energy from solid waste - Part 2: Landfilling compared to other treatment methods. *Journal of Cleaner Production*, Vol.13 (3), pp. 231-240.
130. Finnveden G. (1999). Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling*, Vol.26 (3-4), pp. 173-187.
131. Pitschke T., Roth U., Hottenroth S., et al. (2004). *Ökoeffizienz von öffentlichen Entsorgungsstrukturen*. BIFA- Bayerisches Institut für Angewandte Umweltforschung und -technik GmbH, 1-290 p.
132. ISWA- Institut für Siedlungswasserbau Wassergüte und Abfallwirtschaft Universität Stuttgart (2006). *Abfallentsorgung mit geringeren Lasten für Haushalte- weitgehender Abfallverwertung und dauerhaft umweltverträglicher Abfallbeseitigung*. Baden-Württemberg Umweltministerium, 1-88 p.
133. Weidema B.P., Wesnaes M., Christiansen K., et al. (2006). *Life Cycle Based Cost-Benefit Assessment of Waste Management Options*. In: Copenhagen, ISWA Annual Congress, 10 p.
134. Brandão M. et al. Canals L.M. (2012). Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. *International Journal of Life Cycle Assessment*, pp. 1-10.
135. Christensen T.H., Boldrin A., Larsen A.W., et al. (2008). *C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modelling of Waste Management Systems*. (Venice (ITA), 8 p.
136. Bengtsson M. (2001). Weighting in practice: Implications for the use of life-cycle assessment in decision making. *Journal of Industrial Ecology*, Vol.4 (4), pp. 47-60.
137. Bengtsson M. et Steen B. (2000). Weighting in LCA - approaches and applications. *Environmental Progress*, Vol.19 (2), pp. 101-109.
138. Mettier T.M. et Hofstetter P. (2004). Survey insights into weighting environmental damages: Influence of context and group. *Journal of Industrial Ecology*, Vol.8 (4), pp. 189-209.
139. Hertwich E.G. et Hammitt J.K. (2001). A decision-analytic framework for impact assessment part I: LCA and decision analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.6 (1), pp. 5-12.
140. Itsubo N., Inaba A., Matsuno Y., et al. (2000). Current status of weighting methodologies in Japan. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.5 (1), pp. 5-11.
141. Koffler C., Schebek L., et Krinke S. (2008). Applying voting rules to panel-based decision making in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.13 (6), pp. 456-467.

142. Huppes G., van Oers L., Pretato U., et al. (2012). Weighting environmental effects: Analytic survey with operational evaluation methods and a meta-method. *International Journal of Life Cycle Assessment*, pp. 1-16.
143. Seppälä J. et Hämäläinen R.P. (2001). On the meaning of the distance-to-target weighting method and normalisation in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.6 (4), pp. 211-218.
144. Soares S.R., Toffoletto L., et Deschênes L. (2006). Development of weighting factors in the context of LCIA. *Journal of Cleaner Production*, Vol.14 (6-7), pp. 649-660.
145. Ahlroth S., Nilsson M., Finnveden G., et al. (2011). Weighting and valuation in selected environmental systems analysis tools - Suggestions for further developments. *Journal of Cleaner Production*, Vol.19 (2-3), pp. 145-156.
146. Lee K.M. (1999). A weighting method for the Korean eco-indicator. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.4 (3), pp. 161-165.
147. Finnveden G. (1996). *Valuation methods within the framework of life cycle assessment*. Stockholm: Swedish Environmental Research Institute, 63 p.
148. Goedkoop M. et Spriensma R. (2001). *The Eco-indicator 99- A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment*. Amersfoort (NLD): PRé consultants-Ministry of VROM, 132 p.
149. Khalifa K. (2002). Analyse du Cycle de Vie- Méthodes d'évaluation des impacts. *Techniques de l'Ingénieur*, Vol.G5615, pp. 20p.
150. Benoit V. et Rousseaux P. (2003). Aid for aggregating the impacts in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.8 (2), pp. 74-82.
151. Schärli A. (1985). *Décider sur plusieurs critères*. Presses polytechniques romandes, 304 p.
152. Damigos D. (2006). An overview of environmental valuation methods for the mining industry. *Journal of Cleaner Production*, Vol.14 (3-4), pp. 234-247.
153. Zhang Z., Wu X., Yang X., et al. (2006). BEPAS - A life cycle building environmental performance assessment model. *Building and Environment*, Vol.41 (5), pp. 669-675.
154. Finnveden G., Eldh P., et Johansson J. (2006). Weighting in LCA based on ecotaxes: Development of a mid-point method and experiences from case studies. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.11 (SPEC. ISS. 1), pp. 81-88.
155. Steen B. (1999). *A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000- General system characteristics*. CPM - Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems and G.S. Chalmers University of Technology- Technical Environmental Planning, 1-66 p.

156. Steen B. (1999). *A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000- Models and data of the default method.* CPM - Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems and G.S. Chalmers University of Technology- Technical Environmental Planning, 1-312 p.
157. Itsubo N., Sakagami M., Washida T., et al. (2004). Weighting across safeguard subjects for LCIA through the application of conjoint analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.9 (3), pp. 196-205.
158. 2.-0 LCA consultants *Impact assessment with option of full monetarisation.* Disponible sur: http://www.lca-net.com/projects/stepwise_ia/ (Consulté le 02/07/2012).
159. Weidema B.P. (2009). Using the budget constraint to monetarise impact assessment results. *Ecological Economics*, Vol.68 (6), pp. 1591-1598.
160. Hanssen O.J. (1999). Status of Life Cycle Assessment (LCA) activities in the Nordic Region. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.4 (6), pp. 315-320.
161. Baumann H. et Tillman A.M. (2004). *A Hitch Hiker's Guide to Life Cycle Assessment- An orientation in life cycle assessment methodology and application.* Lund (SWE): Professional Pub Service 543 p. (Studentlitteratur).
162. Finnveden G. (1997). Valuation methods within LCA - Where are the values? *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.2 (3), pp. 163-169.
163. The Millenium Ecosystem Assessment-MEA (2005). *Biodiversity and Human Well-Being: Synthesis.* Island Press, 137 p.
164. De Groot R.S., Wilson M.A., et Boumans R.M.J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, Vol.41 (3), pp. 393-408.
165. Costanza R., D'Arge R., De Groot R., et al. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, Vol.387 (6630), pp. 253-260.
166. Bonnieux F. et Desaignes B. (1998). *Economie et politique de l'environnement.* Paris: JOUVE, 328 p. (Précis Sciences Economiques).
167. Chèze B. et Arnold O. (2005). *Les études de monétarisation des externalités associées à la gestion des déchets- Document de travail pour le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.* Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale, 50 p.
168. Grolleau G. et Salhi S. (2009). L'externalité et la transaction environnementale les deux faces de la même pièce. *Economie rurale*, (311), pp. 4-18.
169. Pigou A.C. (1920). *The Economics of welfare.* London (GBR): Macmillan, p.

170. Baumol W.J. et Oates W.E. (1988). *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge: Cambridge University Press, p.
171. Hardin G. (1968). The Tragedy of the Commons. *Science*, Vol.162, pp. 1243-1248.
172. TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for local and regional policy makers*. 209 p.
173. Pearce D.W. et Al. (2006). *Analyse coûts-bénéfices et environnements- Développements récents*. Paris (FRA): OCDE, 351 p.
174. MEDDTL (2011). *Evaluation économique des services rendus par les zones humides, Enseignements méthodologiques de monétarisation*. Commissariat Général au Développement Durable, 220 p.
175. Bontems P. et Rotillon G. (2007). *L'économie de l'environnement- Troisième édition*. Lassay-les-Châteaux (FRA): La Découverte, 119 p. (Collection Repères- Economie).
176. Requier-Desjardins M., Adhikari B., et Sperlich S. (2011). Some notes on the economic assessment of land degradation. *Land Degradation and Development*, Vol.22 (2), pp. 285-298.
177. Adelman I. et Griliches Z. (1961). On an Index of Quality Change. *Journal of the American Statistical Association*, Vol.56 (295), pp. 535-548.
178. Ridker R.G. et Henning J.A. (1967). The determinants of residential property values with special reference to air pollution. *The Review of Economics and Statistics*, Vol.49 (2), pp. 246-257.
179. Mäler K.G. (1974). *Environmental Economics: A theoretical Inquiry*. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 267 p.
180. Smith V.K. et Kaoru Y. (1990). What have we learned since Hotelling's letter? A Meta-Analysis. *Economics Letters*, Vol.32, pp. 267-272.
181. Hotelling H. (1949). *Letter to National Park Service, in: An economic study of the monetary evaluation of recreation in the National Parks*. U.S. Department of the Interior, National Park and Recreational Planning Division.
182. Trice A.E. et Wood S.E. (1958). Measurement of Recreational Benefits. *Land Economics*, Vol.34 (3), pp. 195-207.
183. Lancaster K. (1966). A new approach to Consumer Theory. *Journal of Political Economy*, Vol.84, pp. 132-157.
184. Luce D.R. (1959). *Individual Choice Behavior : A Theoretical Analysis*. New York: John Wiley, 153 p.
185. McFadden D. (1974). The measurement of urban travel demand. *Journal of Public Economics*, Vol.3 (4), pp. 303-328.

186. McFadden D. (1974). *Conditional Logit Analysis of Qualitative Choice Behavior*, in *Frontiers in Econometrics*, P. Zarembka: Editor., Academic Press: New York (USA). pp. 252.
187. Rulleau B. (2008). *Services récréatifs en milieu littoral et évaluation économique multi-attributs de la demande*. Thèse de doctorat: Université Montesquieu- Bordeaux IV, Bordeaux, 392 p.
188. Dachary-Bernard J. (2004). Une évaluation économique du paysage- Une application de la méthode des choix multi-attributs aux Monts d'Arrée. *Economie et Statistique*, (373), pp. 57-80.
189. Morrison M., Bennett J., Blamey R., et al. (2002). Choice modeling and tests of benefit transfer. *American Journal of Agricultural Economics*, Vol.84 (1), pp. 161-170.
190. Willis K.G., McMahon P.L., Garrod G.D., et al. (2002). Water companies' service performance and environmental trade-offs. *Journal of Environmental Planning and Management*, Vol.45 (3), pp. 363-379.
191. Roe B., Boyle K.J., et Teisl M.F. (1996). Using conjoint analysis to derive estimates of compensating variation. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.31 (2), pp. 145-159.
192. Álvarez-Farizo B. et Hanley N. (2002). Using conjoint analysis to quantify public preferences over the environmental impacts of wind farms. An example from Spain. *Energy Policy*, Vol.30 (2), pp. 107-116.
193. Beggs S., Cardell S., et Hausman J. (1981). Assessing the potential demand for electric cars. *Journal of Econometrics*, Vol.17 (1), pp. 1-19.
194. Garrod G. et Willis K. (1998). Using contingent ranking to estimate the loss of amenity value for inland waterways from public utility service structures. *Environmental and Resource Economics*, Vol.12 (2), pp. 241-247.
195. Sinden J.A. (1974). A utility Approach to the Valuation of recreational and Aesthetic Experiences. *American Journal of Agricultural Economics*, Vol.56 (1), pp. 61-72.
196. Lockwood M. (1998). Analysis: Integrated value assessment using paired comparisons. *Ecological Economics*, Vol.25 (1), pp. 73-87.
197. Alriksson S. et Öberg T. (2008). Conjoint analysis for environmental evaluation: A review of methods and applications. *Environmental Science and Pollution Research*, Vol.15 (3), pp. 244-257.
198. Chan K.M.A., Satterfield T., et Goldstein J. (2012). Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics*, Vol.74, pp. 8-18.

199. Krewitt W., Friedrich R., Heck T., et al. (1998). Assessment of environmental and health benefits from the implementation of the UN-ECE protocols on long range transboundary air pollution. *Journal of Hazardous Materials*, Vol.61 (1-3), pp. 239-247.
200. European Commission et DG Environment (2000). *A study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste- Final Main Report and Final Appendix Report*. European Commission, COWI- Consultancy within Engineering Environmental Science and Economics, 243 p.
201. Garrod G. et Willis K. (1998). Estimating lost amenity due to landfill waste disposal. *Resources, Conservation and Recycling*, Vol.22 (1-2), pp. 83-95.
202. Kiel K.A. et McClain K.T. (1995). House prices during sitting decision stages: The case of an incinerator from rumor through operation. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.28 (2), pp. 241-255.
203. Eshet T., Ayalon O., et Shechter M. (2005). A critical review of economic valuation studies of externalities from incineration and landfilling. *Waste Management and Research*, Vol.23 (6), pp. 487-504.
204. Dijkgraaf E. et Vollebergh H.R.J. (1997). *Incineration or Dumping? A Social Cost Comparison of Waste Disposal Options*. (Tilburg University (Pays-Bas), 26-29 Juin 1997). 40 p.
205. Dijkgraaf E. et Vollebergh H.R.J. (2003). *Burn or Bury? A Social Cost Comparison of Final Waste Disposal Methods*. SIEV- Sustainability Indicators and Environmental Valuation, Fondazione Eni Enrico Mattei, 30 p.
206. MEDD-D4E (2005). *Consentement local à payer et localisation d'un incinérateur*. Arnold, O. et Terra, S. pour le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale, 130 p.
207. DEFRA (2004). *Valuation of the external costs and benefits to health and environment of waste management options, Final report for DEFRA by Enviro Consulting Limited in association with EFTEC*. DEFRA- Department for Environment, Food and Rural Affairs, 112 p.
208. INFRAS (2004). *External costs of transport - Update study - Final report*. INFRAS Zurich et IWW Universität Karlsruhe, 169 p.
209. CSERGE, Laboratory W.S., and EFTEL (1993). *Externalities from Landfill and Incineration - A Study by CSERGE Warren Spring Laboratory and EFTEL*. Great Britain Department of the Environment, 137 p.
210. Rabl A., Spadaro J.V., et McGavran P.D. (1998). Effets sur la santé de la pollution atmosphérique due aux incinérateurs. *Déchets, Sciences et Technique*, (9), pp. 4-22.

211. Rabl A., Spadaro J.V., et Zoughaib A. (2008). Environmental impacts and costs of solid waste: a comparison of landfill and incineration. *Waste Management and Research*, Vol.26, pp. 147-162.
212. DEFRA (2003). *A study to estimate the disamenity costs of landfill in Great Britain-Final report*. Cambridge Econometrics, EFTEC et WRc pour le compte de DEFRA, DEFRA.
213. MEDD-D4E (2003). *Consentement local à payer et localisation d'une décharge*. MV2 Conseil pour le compte du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale, 106 p.
214. Chèze B. (2007). *Une méta-analyse des études d'évaluation monétaire par la méthode des prix hédoniques du coût externe des installations de traitement de déchets - Document de Travail*, EconomiX, Université Paris X-Nanterre, 35 p.
215. ExternE (2005). *Externalities of Energy- Methodology 2005 Update*. European Commission, IER (Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung), and Universität Stuttgart - Allemagne, Peter Bickel et Rainer Friedrich, 287 p.
216. Frémont E. (2009). *Les méthodes d'évaluation des impacts environnementaux appliquées au système de gestion des déchets ménagers*. Cemagref, 130 p.
217. Méry J. (2008). *Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge: Le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers l'eau et le sol- Programme S3E, Rapport de fin de contrat*. Cemagref et Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 80 p.
218. Prévot H. (2000). *La récupération de l'énergie issue du traitement des déchets*. Conseil Général des Mines- Ministère de l'économie, des finances et de l'industrie, 124 p.
219. Eshet T., Ayalon O., and M. S. (2006). Valuation of externalities of selected waste management alternatives: A comparative review and analysis. *Resources, Conservation and Recycling*, Vol.46, pp. 335-364.
220. Clarkson R. et Deyes K. (2002). *Estimating the Social Cost of Carbon Emissions*. DEFRA, HM Treasury, 59 p.
221. Picard P. (1994). *Eléments de microéconomie: 1. Théorie et Applications*. Paris (FRA): Montchrestien, 587 p. (4ème édition).
222. Varian H.R. (2000). *Introduction à la microéconomie*. Bruxelles (BEL): De Boeck University, 774 p. (4ème édition).
223. Lancsar E. et Louviere J. (2006). Deleting 'irrational' responses from discrete choice experiments: A case of investigating or imposing preferences? *Health Economics*, Vol.15 (8), pp. 797-811.

224. Lockwood M. (1996). Non-compensatory preference structures in non-market valuation of natural area policy. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, Vol.40 (2), pp. 85-101.
225. Manski C.F. (1977). The structure of random utility models. *Theory and Decision*, Vol.8 (3), pp. 229-254.
226. Hanley N., Wright R.E., et Adamowicz V. (1998). Using choice experiments to value the environment: Design issues, current experience and future prospects. *Environmental and Resource Economics*, Vol.11 (3-4), pp. 413-428.
227. Muselet A. (2011). *Mise en oeuvre de la méthode des choix multiples pour la monétarisation des impacts environnementaux liés à la gestion des déchets*. Irstea, Rennes, 34 p.
228. Mettier T. et Scholz R.W. (2008). Measuring preferences on environmental damages in LCIA. Part 2: Choice and allocation questions in panel methods. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.13 (6), pp. 468-476.
229. Karousakis K. et Birol E. (2008). Investigating household preferences for kerbside recycling services in London: A choice experiment approach. *Journal of Environmental Management*, Vol.88 (4), pp. 1099-1108.
230. Pek C.K. et Jamal O. (2011). A choice experiment analysis for solid waste disposal option: A case study in Malaysia. *Journal of Environmental Management*, Vol.92 (11), pp. 2993-3001.
231. Caplan A.J., Grijalva T.C., and Jakus P.M. (2002). Waste not or want not? A contingent ranking analysis of curbside waste disposal options. *Ecological Economics*, Vol.43 (2-3), pp. 185-197.
232. Jin J., Wang Z., et Ran S. (2006). Estimating the public preferences for solid waste management programmes using choice experiments in Macao. *Waste Management and Research*, Vol.24 (4), pp. 301-309.
233. Sakata Y. (2007). A choice experiment of the residential preference of waste management services - The example of Kagoshima city, Japan. *Waste Management*, Vol.27 (5), pp. 639-644.
234. Contreras F., Hanaki K., Aramaki T., et al. (2008). Application of analytical hierarchy process to analyze stakeholders preferences for municipal solid waste management plans, Boston, USA. *Resources, Conservation and Recycling*, Vol.52 (7), pp. 979-991.
235. Ku S.J., Yoo S.H., et Kwak S.J. (2009). Willingness to pay for improving the residential waste disposal system in Korea: A choice experiment study. *Environmental Management*, Vol.44 (2), pp. 278-287.
236. Louviere J.J. (2006). What you don't know might hurt you: Some unresolved issues in the design and analysis of discrete choice experiments. *Environmental & Resource Economics*, Vol.34 (1), pp. 173-188.

237. Hoyos D. (2010). The state of the art of environmental valuation with discrete choice experiments. *Ecological Economics*, Vol.69 (8), pp. 1595-1603.
238. Bliemer M.C.J. et Rose J.M. (2011). Experimental design influences on stated choice outputs: An empirical study in air travel choice. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, Vol.45 (1), pp. 63-79.
239. Hensher D.A. (2006). How do respondents process stated choice experiments? Attribute consideration under varying information load. *Journal of Applied Econometrics*, Vol.21 (6), pp. 861-878.
240. Daniels R.F. et Hensher D.A. (2000). Valuation of environmental impacts of transport projects: The challenge of self-interest proximity. *Journal of Transport Economics and Policy*, Vol.34 (2), pp. 189-214.
241. Blamey R.K., Bennett J.W., Louviere J.J., et al. (2002). Attribute causality in environmental choice modelling. *Environmental and Resource Economics*, Vol.23 (2), pp. 167-186.
242. Bateman I.J., Carson R.T., Day B., et al. (2002). *Economic Valuation with stated preferences techniques: A manual*.
243. Powe N.A., Garrod G.D., et McMahon P.L. (2005). Mixing methods within stated preference environmental valuation: Choice experiments and post-questionnaire qualitative analysis. *Ecological Economics*, Vol.52 (4), pp. 513-526.
244. Chilton S.M. et Hutchinson W.G. (1999). Exploring divergence between respondent and researcher definitions of the good in contingent valuation studies. *Journal of Agricultural Economics*, Vol.50 (1), pp. 1-16.
245. Chen W.Y. et Jim C.Y. (2011). Resident valuation and expectation of the urban greening project in Zhuhai, China. *Journal of Environmental Planning and Management*, Vol.54 (7), pp. 851-869.
246. Carlsson F. et Martinsson P. (2008). How much is too much? An investigation of the effect of the number of choice sets, context dependence and the choice of bid vectors in choice experiments. *Environmental and Resource Economics*, Vol.40 (2), pp. 165-176.
247. Biénabe E. et Hearne R.R. (2006). Public preferences for biodiversity conservation and scenic beauty within a framework of environmental services payments. *Forest Policy and Economics*, Vol.9 (4), pp. 335-348.
248. Rolfe J. et Bennett J. (2009). The impact of offering two versus three alternatives in choice modelling experiments. *Ecological Economics*, Vol.68 (4), pp. 1140-1148.
249. Hensher D.A., Stopher P.R., et Louviere J.J. (2001). An exploratory analysis of the effect of numbers of choice sets in designed choice experiments: An airline choice application. *Journal of Air Transport Management*, Vol.7 (6), pp. 373-379.

250. Dachary-Bernard J. (2004). *Approche multi-attributs pour une évaluation économique du paysage*. Thèse de doctorat: Université Montesquieu- Bordeaux IV, Bordeaux, 306 p.
251. Holmes T.P. et Adamowicz W. (2003). *Attribute-based methods*, in *A Primer on Nonmarket Valuation*, P.A. Champ, K.J. Boyle, and T.B. (eds): Editors., Kluwer Academic Publishers: Dordrecht (NLD). pp. 171-219.
252. Bennett J. et Adamowicz W. (2001). *Some Fundamentals of Environmental Choice Modelling*, in *The Choice Modelling Approach to Environmental Valuation*, J.B.e.R.B. (eds): Editor., Edward Elgar: Cheltenham (GBR). pp. 37-72.
253. Huber J. et Zwerina K. (1996). The importance of utility balance in efficient choice designs. *Journal of Marketing Research*, Vol.33 (3), pp. 307-317.
254. Kuhfeld W.F. (2010). *Discrete Choice in Marketing Research Methods in SAS*. SAS Institute Inc: Cary, NC (USA). pp. 285-663.
255. Kuhfeld W.F. (2010). *Experimental Design: Efficiency, Coding, and Choice Designs*, in *Marketing Research Methods in SAS*. SAS Institute Inc: Cary, NC (USA). pp. 53-241.
256. Keller K.L. et Staelin R. (1987). Effects of Quality and Quantity of Information on Decision Effectiveness. *Journal of Consumer Research*, Vol.14 (2), pp. 200-213.
257. Caussade S., Ortúzar J.d.D., Rizzi L.I., et al. (2005). Assessing the influence of design dimensions on stated choice experiment estimates. *Transportation Research Part B: Methodological*, Vol.39 (7), pp. 621-640.
258. Hensher D.A. (2006). Revealing differences in willingness to pay due to the dimensionality of stated choice designs: An initial assessment. *Environmental and Resource Economics*, Vol.34 (1), pp. 7-44.
259. Sælensminde K. (2006). Causes and consequences of lexicographic choices in stated choice studies. *Ecological Economics*, Vol.59 (3), pp. 331-340.
260. DeShazo J.R. et Fermo G. (2002). Designing choice sets for stated preference methods: The effects of complexity on choice consistency. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.44 (1), pp. 123-143.
261. Sælensminde K. (2002). The impact of choice inconsistencies in Stated Choice studies. *Environmental and Resource Economics*, Vol.23 (4), pp. 403-420.
262. Payne J.W., Bettman J.R., et Johnson E.J. (1988). Adaptive Strategy Selection in Decision Making. *Journal of Experimental Psychology: Learning, Memory, and Cognition*, Vol.14 (3), pp. 534-552.

263. Hanley N., Wright R.E., et Koop G. (2002). Modelling recreation demand using choice experiments: Climbing in Scotland. *Environmental and Resource Economics*, Vol.22 (3), pp. 449-466.
264. Bateman I.J., Burgess D., Hutchinson W.G., et al. (2004). Learning Effects in Repeated Dichotomous Choice Contingent Valuation Questions. *Royal Economic Society Annual Conference 2004*.
265. Swait J. and Adamowicz W. (2001). The influence of task complexity on consumer choice: A latent class model of decision strategy switching. *Journal of Consumer Research*, Vol.28 (1), pp. 135-148.
266. Ariely D., Loewenstein G., et Prelec D. (2003). "Coherent arbitrariness": Stable demand curves without stable preferences. *Quarterly Journal of Economics*, Vol.118 (1), pp. 73-105.
267. Brouwer R., Dekker T., Rolfe J., et al. (2010). Choice certainty and consistency in repeated choice experiments. *Environmental and Resource Economics*, Vol.46 (1), pp. 93-109.
268. Bateman I.J., Burgess D., Hutchinson W.G., et al. (2008). Learning design contingent valuation (LDCV): NOAA guidelines, preference learning and coherent arbitrariness. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.55 (2), pp. 127-141.
269. Brazell J.D. et Louviere J. (1997). *Respondent's Help Learning and Fatigue*. In: University of California, Berkeley, INFORMS Marketing Science Conference.
270. Hess S., Hensher D.A., et Daly A. (2012). Not bored yet - Revisiting respondent fatigue in stated choice experiments. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, Vol.46 (3), pp. 626-644.
271. Hess S., Rose J.M., et Polak J. (2010). Non-trading, lexicographic and inconsistent behaviour in stated choice data. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Vol.15 (7), pp. 405-417.
272. Foster V. et Mourato S. (2002). Testing for consistency in contingent ranking experiments. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.44 (2), pp. 309-328.
273. Rulleau B. et Dachary-Bernard J. (2012). Preferences, rational choices and economic valuation: Some empirical tests. *Journal of Socio-Economics*, Vol.41 (2), pp. 198-206.
274. Ryan M., Watson V., et Entwistle V. (2009). Rationalising the 'irrational': A think aloud study of discrete choice experiment responses. *Health Economics*, Vol.18 (3), pp. 321-336.
275. Holmes T.P. et Boyle K.J. (2005). Dynamic learning and context-dependence in sequential, attribute-based, stated-preference valuation questions. *Land Economics*, Vol.81 (1), pp. 114-126.

276. Son L.K. et Kornell N. (2010). The virtues of ignorance. *Behavioural Processes*, Vol.83 (2), pp. 207-212.
277. Eurobaromètre (2008). *Attitudes des citoyens européens vis-à-vis de l'environnement-Rapport*. Commission européenne, 131 p.
278. de Guardia A., Mallard P., Teglia C., et al. (2010). Comparison of five organic wastes regarding their behaviour during composting: Part 2, nitrogen dynamic. *Waste Management*, Vol.30 (3), pp. 415-425.
279. ADEME, Cemagref, INRA, et al. (2005). *Impacts environnementaux de la gestion biologique des déchets- Bilan des connaissances*. ADEME, 331 p.
280. Gerke H.H., Arning M., et Stöppler-Zimmer H. (1999). Modeling long-term compost application effects on nitrate leaching. *Plant and Soil*, Vol.213 (1-2), pp. 75-92.
281. Teglia C. (2011). *Valorisation par compostage de résidus solides de digestion anaérobie des déchets organiques*. Thèse de doctorat: Université de Rennes 1, Rennes, 294 p.
282. Bonsall P. et Lythgoe B. (2009). Factors affecting the amount of effort expended in responding to questions in behavioural choice experiments. *Journal of Choice Modelling*, Vol.2 (2), pp. 216-236.
283. Boyle K.J. et Özdemir S. (2009). Convergent validity of attribute-based, choice questions in stated-preference studies. *Environmental and Resource Economics*, Vol.42 (2), pp. 247-264.
284. Shapansky B., Adamowicz W.L., et Boxall P.C. (2008). Assessing information provision and respondent involvement effects on preferences. *Ecological Economics*, Vol.65 (3), pp. 626-635.
285. San Miguel F., Ryan M., and Amaya-Amaya M. (2005). 'Irrational' stated preferences: A quantitative and qualitative investigation. *Health Economics*, Vol.14 (3), pp. 307-322.
286. Rolfe J., Bennett J., et Louviere J. (2000). Choice modelling and its potential application to tropical rainforest preservation. *Ecological Economics*, Vol.35 (2), pp. 289-302.
287. Birol E., Karousakis K., et Koundouri P. (2006). Using a choice experiment to account for preference heterogeneity in wetland attributes: The case of Cheimaditida wetland in Greece. *Ecological Economics*, Vol.60 (1), pp. 145-156.
288. Kwak S.Y., Yoo S.H., et Kwak S.J. (2010). Valuing energy-saving measures in residential buildings: A choice experiment study. *Energy Policy*, Vol.38 (1), pp. 673-677.

289. Horne P., Boxall P.C., et Adamowicz W.L. (2005). Multiple-use management of forest recreation sites: A spatially explicit choice experiment. *Forest Ecology and Management*, Vol.207 (1-2 SPEC. ISS.), pp. 189-199.
290. Adamowicz W., Boxall P., Williams M., et al. (1998). Stated preference approaches for measuring passive use values: Choice experiments and contingent valuation. *American Journal of Agricultural Economics*, Vol.80 (1), pp. 64-75.
291. Rakotomalala R. *Régression Logistique- une approche pour rendre calculable $P(Y/X)$* . Disponible sur: http://eric.univ-lyon2.fr/~ricco/cours/slides/regression_logistique.pdf. (Consulté le 09/04/2011).
292. Hausman J. et McFadden D. (1984). Specification tests for the multinomial logit model. *Econometrica*, Vol.52 (5), pp. 1219-1240.
293. Greene W.H. (2007). *Econometric Analysis- 6th edition*. Upper Saddle River, New Jersey: Pearson Prentice Hall, 1178 p.
294. Croissant Y. *Estimation of multinomial logit models in R :The mlogit Packages*. Université de la Réunion, 71 p.
295. Bhat C.R. (1995). A heteroscedastic extreme value model of intercity travel mode choice. *Transportation Research Part B*, Vol.29 (6), pp. 471-483.
296. Louviere J., Pihlens D., et Carson R. (2010). Design of Discrete Choice Experiments: A Discussion of Issues That Matter in Future Applied Research. *Journal of Choice Modelling*, Vol.4 (1), pp. 1-8.
297. Hensher D.A. et Greene W.H. (2003). The mixed logit model: The state of practice. *Transportation*, Vol.30 (2), pp. 133-176.
298. Fiebig D.G., Keane M.P., Louviere J., et al. (2010). The generalized multinomial logit model: Accounting for scale and coefficient heterogeneity. *Marketing Science*, Vol.29 (3), pp. 393-421.
299. Bradley M. et Daly A. (1994). Use of the logit scaling approach to test for rank-order and fatigue effects in stated preference data. *Transportation*, Vol.21 (2), pp. 167-184.
300. Lundhede T.H., Olsen S.B., Jacobsen J.B., et al. (2009). Handling respondent uncertainty in Choice Experiments: Evaluating recoding approaches against explicit modelling of uncertainty. *Journal of Choice Modelling*, Vol.2 (2), pp. 118-147.
301. Sælensminde K. (2001). Inconsistent choices in stated choice data. Use of the logit scaling approach to handle resulting variance increases. *Transportation*, Vol.28 (3), pp. 269-296.
302. Greene W.H. et Hensher D.A. (2010). Does scale heterogeneity across individuals matter? An empirical assessment of alternative logit models. *Transportation*, Vol.37 (3), pp. 413-428.

303. Hanemann W.M. (1984). Welfare Evaluations in Contingent Valuation Experiments with Discrete Responses. *American Journal of Agricultural Economics*, Vol.66 (3), pp. 332-341.
304. Birol E., Karousakis K., et Koundouri P. (2006). Using economic valuation techniques to inform water resources management: A survey and critical appraisal of available techniques and an application. *Science of the Total Environment*, Vol.365 (1-3), pp. 105-122.
305. Black D.A. et Kniesner T.J. (2003). On the Measurement of Job Risk in Hedonic Wage Models. *Journal of Risk and Uncertainty*, Vol.27 (3), pp. 205-220.
306. Birol E., Karousakis K., et Koundouri P. (2006). Using economic valuation techniques to inform water resources management: A survey and critical appraisal of available techniques and an application. *Science of the Total Environment*, Vol.362, pp. 105-122.
307. Myrick Freeman Iii A. (1974). On estimating air pollution control benefits from land value studies. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.1 (1), pp. 74-83.
308. Rosen S. (1974). Hedonic Prices and Implicit Markets: Products Differentiation in Pure Competition. *Journal of Political Economy*, Vol.82 (1), pp. 34-55.
309. Pope J.C. (2008). Buyer information and the hedonic: The impact of a seller disclosure in the implicit price for airport noise. *Journal of Urban Economics*, Vol.63, pp. 498-516.
310. Terra S. (2005). *Stratégies d'échantillonnage et modèles de comptage dans la méthode des coûts de transport*. In: INSEE Paris, 14 -16 Mars 2005. Journées de méthodologie statistique. INSEE, 22 p.
311. Clawson M. (1959). *Methods of measuring the demand for and value of outdoor recreation*. Washington D.C. (Etats-Unis). (Resources for the Future).
312. Clawson M. et Knetsch J.L. (1966). *Economics of outdoor recreation*. Baltimore (Etats-Unis): John Hopkins University Press, 348 p.
313. Champ P.A., Boyle K.J., and Brown T.C. (2003). *A primer on Nonmarket Valuation*. Dordrecht (Pays-Bas): Kluwer Academic Publisher, 592 p. (Ian J. Bateman).
314. Beaumais O. et Appéré G. (2010). Recreational shellfish harvesting and health risks: A pseudo-panel approach combining revealed and stated preference data with correction for on-site sampling. *Ecological Economics*, Vol.69 (12), pp. 2315-2322.
315. Adamowicz W., Louviere J., et Williams M. (1994). Combining revealed and stated preference methods for valuing environmental amenities. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol.26 (3), pp. 271-292.

316. Hanley N., Mourato S., et Wright R.E. (2001). Choice modelling approaches: A superior alternative for environmental valuation? *Journal of Economic Surveys*, Vol.15 (3), pp. 435-462.
317. Louviere J., Flynn T.N., et Carson R.T. (2010). Discrete Choice Experiments Are Not Conjoint Analysis. *Journal of Choice Modelling*, Vol.3 (3), pp. 57-72.
318. Louviere J. et Hensher D. (1982). On the Design and Analysis of Simulated Choice or Allocation Experiments in Travel Choice Modelling. *Transportation Research Record*, Vol.890, pp. 11-17.
319. Louviere J. et Woodworth G. (1983). Design and Analysis of Simulated Consumer Choice or Allocation Experiments: An Approach Based on Aggregate Data. *Journal of Marketing Research*, Vol.20 (4), pp. 350-367.
320. Foster V. et Mourato S. (2000). Valuing the multiple impacts of pesticide use in the UK: A contingent ranking approach. *Journal of Agricultural Economics*, Vol.51 (1), pp. 1-21.
321. ECON (1995). *Environmental costs of different types of waste. Final report (only available in Norwegian)*. Senter for Okonomosk analyse, p.
322. Fankhauser S. (1992). *Global warming damage costs: some monetary estimates*. CSERGE, 48 p.
323. Fankhauser S. (1993). *Global Warming Economics: Issues and state of the art*. CSERGE, 65 p.
324. Eyre N., Downing T.E., Hoekstra R., et al. (1999). *Global Warming Damages. Final Report of the ExternE Global Warming Sub-Task (Sept.98)*. European Commission.
325. SWICO Recycling; Disponible sur: http://www.swicorecycling.ch/pdf/composition_ordinateur.pdf. (Consulté le 09/02/2011).
326. Lille Métropole Direction du Cadre de Vie (2008). *Gaz à effet de serre émis et consommations énergétiques inhérentes à l'habitation et aux déplacements des ménages- Exemple d'un ménage de 3 personnes habitant un logement de 100m² à Lille Métropole*. In: Lille Métropole- Direction du Cadre de Vie and Service Développement Durable et Déplacements urbains et Qualité des Espaces Publics Lille, Mars 2008. Disponible sur : http://www.energy-cities.eu/IMG/pdf/ges_menages_lille_dossier_technique.pdf (Consulté le 14/03/2009)
327. MEEDAT (2008). *Le diagnostic de performance énergétique- DPE*,. MEEDAT, Ministère du Logement et de la Ville, ADEME, 12 p.
328. Jacotte et Mimi (2008). *La cigarette*. Disponible sur: <http://jacotte26.forumactif.com/t8152-la-cigarette>. (Consulté le 09/02/2011).

Annexes

Liste des Annexes

ANNEXE I-1 : Synthèse de différents outils d'évaluation environnementales, issue de la thèse d'Aissani [35]	387
ANNEXE I-2 : Listes des études de cas pour les ACV de gestion de déchets	389
ANNEXE II-1: Présentation des différentes méthodes de monétarisation	391
ANNEXE II-2: Etudes de cas de monétarisation liée aux impacts environnementaux de la gestion des déchets ménagers.....	411
ANNEXE II-3 : Listes des études de monétarisation pour l'impact changement climatique en gestion des déchets	413
ANNEXE II-4: Publications relatives à la méthode de choix multiples (ou modélisation de choix) en gestion des déchets	415
ANNEXE II-5 : Hypothèses relatives à la représentation imagée des impacts environnementaux	417
Annexe II-6 : Version <i>Ex Ante</i> du questionnaire.....	423
ANNEXE II-7 : Questions de connaissances pour le groupe <i>Ex Post</i> uniquement	439
ANNEXE II-8 : Présentation aléatoire des cartes de choix	441
ANNEXE II-9 : Support pour orientation du débriefing.....	443
ANNEXE III-1 : Hypothèses sur le traitement biologique	445
ANNEXE III-2 : Hypothèses sur le traitement mécanique	447
ANNEXE III-3 : Bilans matière des scénarios de gestion d'OMR.....	449
ANNEXE III-4 : Bilan du contenu azote au cours du traitement.....	453
ANNEXE III-5 : Hypothèses sur la récupération des métaux	455
ANNEXE III-6 : Hypothèses sur l'incinération des refus.....	457
ANNEXE III-7 : Hypothèses sur la valorisation du biogaz	459
ANNEXE III-8 : Hypothèses sur la valorisation du compost	461
ANNEXE III-9 : Hypothèses sur la collecte et le transport	465
ANNEXE III-10 : Calculs des écarts relatifs pour les impacts générés entre scénarios deux à deux	467
ANNEXE III-11 : Calculs des écarts relatifs pour les impacts évités entre scénarios deux à deux	471
ANNEXE III-12 : Répartition des versions de questionnaire et des blocs de carte selon les sessions d'enquête	475
ANNEXE III-13 : Temps de réponse moyen par carte de choix pour chaque session d'enquêtés.....	477
ANNEXE III-14 : grille de notation pour les questions relatives aux impacts environnementaux (groupe <i>Post</i>)	479
ANNEXE III-15 : Vérification de la propriété d' <i>IIA</i> sur le modèle M_1 avec le test d'Hausman et Mc Fadden.....	481
ANNEXE III-16 : Valeur des coefficients β' pour le modèle M_2	483
ANNEXE III-17 : Modèle M_2 avec sous-échantillons stable et instable	485
ANNEXE III-18 : Vérification de la propriété d' <i>IIA</i> sur le modèle M_2 avec le test d'Hausman et Mc Fadden.....	487
ANNEXE III-19 : CAP individuel bruts (€/kg) pour le modèle M_2	489
ANNEXE III-20 : CAP individuel relatifs (€/%) pour le modèle M_2	491
ANNEXE III-21 : Ecart relatifs des impacts monétarisés	493

ANNEXES CHAPITRE I

ANNEXE I-1 : Synthèse de différents outils d'évaluation environnementales, issue de la thèse d'Aissani [35]

Outils	Objectifs	Référence réglementaire ou normative	Points forts	Points faibles
EI	- Etude de l'interaction entre un sous-système localisé et l'environnement - Fonctionnement normal du système	Loi 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux ICPE	- Cibles identifiées (environnement local), analyse de son état initial - Aspects socio-économiques abordés - Mesures compensatoires explicitées	- Non prise en compte de l'ensemble du cycle de vie - Non prise en compte des impacts globaux
EPE	Evaluation des performances environnementales d'un organisme par rapport à sa politique, ses objectifs, ses cibles	Norme ISO 14031	- Processus continu de recueil et d'évaluation des données - Prise en compte de l'évolution des performances dans le temps (indicateurs de performances) - Prise en compte de l'état du milieu récepteur (indicateurs de conditions environnementales)	- Système étudié = un organisme - Manque d'exhaustivité des impacts pris en compte
EESO	Evaluation des conséquences économiques et commerciales associées à des aspects ou préoccupations environnementales	Norme ISO 14015	- Prise en compte des conséquences économiques et commerciales - Utilisation de critères environnementaux pour déterminer les préoccupations environnementales par rapport aux aspects	- Système étudié = un site - Pas de quantification des impacts environnementaux
ACV	Etude de l'interaction potentielle du cycle de vie du ou des systèmes étudiés sur l'environnement = évaluation des aspects environnementaux et des impacts environnementaux liés	Normes ISO 14040 et 14044	- Considération de tout le cycle de vie du ou des systèmes étudiés → prise en compte des transferts de pollution - Vision globale, planétaire - Quantification des impacts potentiels	- Forte agrégation des données → pertes d'informations - Considération uniquement de la sphère environnementale - Non prise en compte des aspects qualitatifs
SME	Système de management permettant de mettre en place des procédures d'évaluation et d'amélioration continue des performances environnementales d'un site	Norme ISO 14001	- Norme destinée à la certification - Identification et quantification des aspects environnementaux significatifs	- Système étudié = un site - Manque d'exhaustivité des aspects et impacts environnementaux pris en compte
EE	Evaluation de l'impact de la consommation d'anthroposystème sur l'environnement en terme de superficie (ha)		- Facilement compréhensible du grand public (outil de communication) - Représentation imagée pour la comparaison « nombre de planètes consommées »	- Vision anthropocentrique → non prise en compte des impacts sur les écosystèmes - Peu d'impacts environnementaux considérés

ANNEXES CHAPITRE I

ANNEXES CHAPITRE I

ANNEXE I-2 : Listes des études de cas pour les ACV de gestion de déchets

Etudes de cas publiées dans des revues à comité de lecture		
Auteurs	Année	Titre de la publication
Finnveden et Ekvall	1998	Life cycle assessment as a decision-support tool – the case of recycling versus incineration of paper
Sonesson et al.	2000	Environmental and economic analysis of management systems for biodegradable waste
Wilson	2002	Life cycle inventory for municipal solid waste management, Part 1 & 2
Arena et al.	2003	The environmental of alternative solid waste management options : a life cycle assessment study
Ménard et al.	2004	Comparative life cycle assessment of two landfill technologies for the treatment of municipal solid waste
Bergsdal et al.	2005	Environmental assessment of two waste incineration strategies for central Norway
Aye et Widjaya	2006	Environmental and economic analyses of waste disposal options for traditional markets in Indonesia
Kirkeby	2006	Evaluation of environmental impacts from municipal solid waste management in the municipality of Aarhus, Denmark
Özeler et al.	2006	Life cycle assessment of municipal solid waste management methods : Ankara case study
Weidema et al.	2006	Life cycle based cost-benefit assessment of waste management options
Dahlbo et al.	2007	Combining ecological and economic assessment of options for newspaper waste management
Buttol et al.	2007	LCA of integrated MSW management systems: Case study of the Bologna district
Emery et al.	2007	Environmental and economic modelling : a case study of municipal solid waste management scenarios in Wales
Salhofer et al.	2007	Strategic environmental assessment as an approach to asses waste management systems. Experiences from Austrian Case study
Banar et al.	2008	Life cycle assessment of solid waste management options for Eskisehir, Turkey
Blengini	2008	Using LCA to evaluate impacts and resources conservation potential of composting : A case study of the Asti District in Italy
Cherubini et al.	2008	Life cycle assessment of urban waste management: Energy performances and environmental impacts. The case of Rome, Italy
Liamsanguan et Gheewala	2008	The holistic impact of integrated solid waste management on greenhouse gas emissions in Phuket
Cadena et al.	2009	Environmental impact of two aerobic composting technologies using life cycle assessment
De Feo et Malvano	2009	The use of LCA in selecting the best MSW management system
Kaplan et al.	2009	Use of life cycle analysis to support solid waste management planning for Delaware
Etudes de cas publiées dans des revues à comité de lecture		

ANNEXES CHAPITRE I

Auteurs	Année	Titre de la publication
Manfredi et Christensen	2009	Environmental assessment of solid waste landfilling technologies by means of LCA-modeling
Manfredi et al.	2009	Environmental assessment of gas management options at the Old Ämmässuo landfill (Finland) by means of LCA-modeling (EASEWASTE)
Peters et al.	2009	Environmental comparison of biosolids management systems using life cycle assessment
Pisoni et al.	2009	Accounting for transportation impacts in the environmental assessment of waste management plans
Wittmaier et al.	2009	Possibilities and limitations of life cycle assessment in the development of waste utilization systems – Applied examples for a region in Northern Germany
Zhao et al.	2009	Life cycle assessment of municipal solid waste management with regard to greenhouse gas emissions : case study of Tianjin, China
Cleary	2009	Life cycle assessments of municipal solid waste management systems: A comparative analysis of selected peer-reviewed literature

Etudes de cas issues d'instituts de recherche allemands			
Auteurs	Instituts	Année	Titre du rapport
Dehoust et al.	Öko-Institut e.V.	2002	Der Beitrag der thermischen Abfallbehandlung zu Klimaschutz, Luftreinigung, und Ressourcenschonung
Pitschke et al.	BIFA	2004	Ökoeffizienz von öffentlichen Entsorgungsstrukturen
IFEU	IFEU	2005	Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland- Teilbericht Siedlungsabfälle
ISWA	ISWA, Baden-Württemberg Umweltministerium	2006	Abfallentsorgung mit geringeren Lasten für Haushalte- weitgehender Abfallverwertung und dauerhaft umweltverträglicher Abfallbeseitigung
Peche et al.	BIFA, Bayerisches Landesamt für Umwelt	2007	Abfallwirtschaft und Klimaschutz
Fehrenbach et al.	IFEU, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen	2007	Ökobilanz thermischer Entsorgungssysteme für brennbare Abfälle in Nordrhein-Westfalen

ANNEXE II-1: Présentation des différentes méthodes de monétarisation

➤ **Evaluation directe par les marchés existants**

Le prix du marché est la méthode d'évaluation directe par les marchés existants, des biens et de des services environnementaux. Cette méthode repose sur le constat simple que certains biens ou services environnementaux s'échangent sur le marché. Dès lors, il est possible de calculer leur valeur économique à partir de leur prix sur le marché [172]. Le prix du marché sert de support pour évaluer la valeur marchande de biens environnementaux échangés sur des marchés fonctionnant parfaitement [304], à savoir le surplus des consommateurs associé à ce prix. Ces biens environnementaux sont généralement des consommables directs ou des services marchandables rendus par des écosystèmes [176], comme les biens agricoles et forestiers par exemple.

Cette méthode est attirante car relativement simple à mettre en œuvre *a priori*. Elle nécessite dans un premier temps de recueillir le prix d'échange sur le marché de ces biens et services environnementaux, puis d'estimer à partir de celui-ci le surplus du consommateur, qui équivaut à valeur marchande du bien.

En revanche, plusieurs limites rendent cette méthode inutilisable pour évaluer l'ensemble de la VET d'un bien ou service environnemental. D'une part, le domaine d'application est très limité, étant donné que la plupart des biens et des services environnementaux n'ont pas de prix observables sur le marché, d'où le développement d'autres méthodes de monétarisation que nous allons détailler par la suite. Quand bien même ces prix sont disponibles, leur valeur peut être incorrecte, en raison de la distorsion du marché enquêté [176]. Enfin, quand bien même la valeur recueillie est correcte, l'évaluation directe par les marchés existants permet seulement d'estimer la borne inférieure de la VET d'un bien environnemental, à savoir sa valeur d'usage direct. Cette n'évalue ni la valeur d'usage direct, ni les valeurs de non-usage. Si nous reprenons l'exemple de la forêt, notre exemple fil rouge pour la monétarisation, nous obtenons une valeur à partir du prix du bois sur le marché, correspondant à la valeur d'usage de cette forêt. En revanche, la forêt rend également des services qui lui confèrent des valeurs de non-usage et une valeur d'usage indirect. Le plaisir pris par des marcheurs lors d'une balade en forêt procure une valeur d'usage indirecte. Or celle-ci, comme les valeurs de non-usage, ne son pas intégrées dans la valeur marchande de la forêt (vente de bois).

➤ **Evaluation indirecte des marchés existants**

La méthode des prix hédoniques est la méthode la plus connue concernant l'évaluation indirecte par les marchés existants. L'approche par les coûts de dommages a été ajoutée à cette catégorie car les dommages sont dans un premier temps quantifiés physiquement avant d'être évalués monétairement par des approches par le coût de la vie humaine ou le coût de l'espérance de vie. Ces estimations peuvent s'appuyer sur des préférences déclarées, mais aussi sur des préférences révélées.

▪ *Les prix hédoniques*

La méthode des prix hédoniques, ou hédonistes, selon les auteurs (traduction de l'anglais *hedonic pricing*) est la méthode d'évaluation indirecte des marchés existants. Les prix hédonistes, sont estimés à partir des comportements observés que sont le choix de travail ou l'achat de biens immobiliers [173]. L'établissement d'une relation entre le type de travail, le risque de décès et le salaire associé, conduit par exemple à une estimation du prix de la vie [305]. Mais la méthode est surtout connue pour son étude de la demande observable de l'immobilier. La méthode s'intéresse à des biens marchands au travers desquels des biens non marchands, comme l'environnement, font l'objet d'une transaction implicite. Elle utilise pour hypothèse la théorie de Lancaster [183] selon laquelle un bien peut être décomposé selon ses caractéristiques, et le prix du bien en question dépend de ces caractéristiques et de leurs niveaux respectifs. Ainsi, dans le cas des transactions immobilières, le prix d'une maison va à la fois dépendre de ses caractéristiques « classiques » et intrinsèques: nombre de pièces, superficie, ancienneté, mais aussi de caractéristiques plus environnementales et extrinsèques comme la qualité de l'air, le bruit, le paysage environnant [306] Par l'intermédiaire de méthodes statistiques, un prix implicite, ou un CAP marginal, peut être calculé pour chacune des caractéristiques du bien, y compris les caractéristiques environnementales. Une fonction de demande peut ensuite être estimée pour l'amélioration d'une de ces caractéristiques, permettant finalement d'accéder au surplus du consommateur correspondant [175].

La méthode des prix hédoniques a été développée par Adelman qui l'a utilisée avec Griliches [177] pour expliquer le prix des automobiles en fonction de leurs caractéristiques. Ridker et Henning [178] ont été les premiers à mettre en lien les aspects environnementaux et le prix de l'immobilier en étudiant les effets de la pollution de l'air sur le prix des habitations de l'agglomération de Saint-Louis aux Etats-Unis [166]. Les travaux de Myrick Freeman

[307] et Rosen [308] en 1974 ont permis de valider d'un point de vue théorique la relation entre la pollution de l'air et le prix des habitations. La méthode est depuis appliquée pour évaluer entre autres la qualité de l'air, de l'eau, du paysage, le bruit, les bénéfices culturels [176].

Les prix hédoniques présentent les intérêts des méthodes à préférences révélées. En revanche, un bon nombre de limites leur est spécifique. La méthode, pour fonctionner, demande un nombre de données important, afin que celles-ci puissent être traitées statistiquement et économétriquement. Le choix des variables pertinentes à inclure dans le modèle peut poser problème. Soit le praticien peut omettre des variables importantes, soit au contraire, elles sont trop nombreuses dans son modèle. Dans les deux cas, les estimations qui en découleront seront biaisées. La multicolinéarité de certains impacts environnementaux est aussi une limite du modèle : Quel est l'impact sur le prix de l'immobilier de chaque type de pollution quand celles-ci sont difficilement différenciables comme la pollution atmosphérique et le bruit par exemple [173]? Si les variables influent sur les résultats, le modèle économétrique aussi. Les estimations de CAP sont en effet fortement dépendantes de la spécification du modèle économétrique [176]. Par ailleurs, la méthode repose sur l'hypothèse d'un fonctionnement parfait du marché immobilier, ce qui n'est pas le cas en réalité car les ménages ont une information imparfaite sur le marché [309]. Le non-respect de cette hypothèse peut biaiser les résultats. L'information des ménages est d'autant plus imparfaite qu'ils n'ont pas toujours connaissance de certaines pollutions qui ne sont pas forcément visibles (pollution des sols, présence de radioactivité) et dont ils n'ont pas conscience si un média par exemple ne les a pas alertés. Dans ce cas, l'application de la méthode des prix hédoniques est limitée puisque les ménages n'ont même pas conscience de la pollution, donc ne la reflètent pas dans le prix de l'immobilier [175].

Enfin, cette méthode est mise en œuvre lors d'une évaluation *a posteriori*, lorsque l'amélioration ou la dégradation environnementale a déjà été constatée. Sa finalité est pourtant d'être utilisée dans un cadre d'évaluation prospective, par transfert des valeurs obtenues sur un cas existant.

- *Coûts de dommages*

Les coûts de dommages est une méthode d'évaluation indirecte. L'évaluation économique se fait en deux temps. Dans un premier temps, il s'agit de quantifier physiquement les dommages environnementaux. Pour cela des fonctions dose-réponse sont

estimées pour approximer le lien de causalité entre la source de la pollution et ses conséquences sur l'environnement et la santé humaine [175]. Enfin, une valeur monétaire est associée aux dommages quantifiés précédemment.

Cette méthode est essentiellement utilisée pour évaluer les impacts de la pollution sur la santé, mais elle a aussi été appliquée pour évaluer les impacts de la pollution sur la dégradation des immeubles, des matériaux, sur l'érosion des écosystèmes.

La méthode des coûts de dommages paraît simple à mettre en œuvre car elle ne repose pas sur des hypothèses méthodologiques contraignantes. De plus, son approche « ingénierie » par une quantification physique des dommages via l'établissement de fonctions dose-réponse lui donne du crédit.

Si la procédure de quantification environnementale est un atout de la méthode, il faut cependant remarquer qu'elle constitue la difficulté majeure des coûts de dommages, car les liens de causalité entre l'émission de substances polluantes et leurs dommages sur l'environnement et la santé humaine sont mal maîtrisés. Par ailleurs, certains rappellent que ces coûts ne sont pas une mesure précise des bénéfices, car ils ne font ni appel aux CAP, ni par conséquent à la notion surplus.

➤ **Révélation de comportements en l'absence de marchés**

Cette catégorie regroupe des méthodes d'évaluation fondées sur les comportements observés des agents économiques en l'absence de marché propre aux biens environnementaux. Ces méthodes sont souvent rattachées à la catégorie des préférences révélées, au même titre que les prix hédoniques que nous venons de décrire. Contrairement aux prix hédoniques, où les prix de l'immobilier et donc la transaction marchande sont au cœur de l'analyse, les méthodes sur les comportements observés se focalisent sur le comportement des individus. L'hypothèse principale sous-jacente est que les dépenses engagées par les individus pour éviter ou se protéger des dommages environnementaux, ou encore pour remplacer les services environnementaux de certains écosystèmes correspondent à la valeur minimale de ce qu'ils sont prêts à payer pour remplacer ces services et biens environnementaux [152]. Nous savons donc d'entrée que ces méthodes ne pourront apporter, à elles seules, la vraie valeur d'un bien ou service environnemental, à savoir la VET. Elles ne pourront fournir qu'une sous-estimation, ou une borne inférieure de cette VET.

- *Dépenses de remplacement*

Comme son nom l'indique, cette méthode évalue les dépenses de remplacement de biens et services environnementaux endommagés, en supposant que ces dépenses de remplacement sont égales aux coûts des dommages subis par le bien environnemental [304]. Les dépenses de remplacement ont notamment été appliquées à l'évaluation des fonctions spécifiques et naturelles des écosystèmes [176]. Prenons une illustration simple avec un cas de pollution locale d'un aquifère. Supposons qu'une ville s'alimente en eau potable directement grâce à un captage dans un aquifère à proximité, dont l'eau de très bonne qualité est déjà propre à la consommation. Cette pollution rend l'eau de l'aquifère impropre à la consommation. Le service rendu par l'aquifère, à savoir approvisionner en eau les habitants de la ville, n'est plus disponible. La méthode consiste à imaginer un autre moyen, anthropique cette fois, de remplir cette fonction, et d'estimer les dépenses liées à la mise en œuvre de la solution, les dépenses de remplacement. Il peut s'agir dans notre exemple de remplacer l'eau du robinet polluée par de l'eau en bouteille. Le différentiel entre les dépenses de remplacement et les coûts d'approvisionnement en eau potable avant pollution sont alors assimilés aux coûts de dommages.

La méthode repose sur l'hypothèse assez forte que le remplacement du bien ou service environnemental en vaut la peine [176] et ne permet là-encore d'estimer toutes les valeurs de la VET pour l'ensemble des actifs naturels. Si on peut utiliser les dépenses de remplacement pour estimer une perte de biodiversité, on imagine mal comment évaluer la valeur d'existence de l'aquifère avec cette méthode, qui pour ce cas précis ne permet d'évaluer que la valeur d'usage direct.

- *Dépenses de dépollution*

La méthode des dépenses de dépollution est assez proche de la méthode des dépenses de remplacement. L'estimation des dépenses de dépollution pour un bien ou service environnemental dégradé permet d'accéder aux coûts de dommages subis par ce bien. Le domaine d'application est identique à celui des dépenses de remplacement. D'une part, cette méthode suppose que les techniques de dépollution actuelles permettent de remédier complètement à la pollution, et donc de ramener le bien environnemental à son état initial, ce qui n'est pas vrai. D'autre part, la méthode repose sur l'hypothèse qu'un pollué peut remédier

par lui-même à la pollution subie. Or, l'environnement étant un bien public, les zones polluées dans de nombreux cas appartiennent à personne et tout le monde en même temps. C'est par exemple l'Etat, dans le cas des marées noires, qui finance la mise en œuvre de la dépollution. Dans le cas d'un préjudice subi par un agent privé, il est plus facile d'estimer les coûts de dépollution. Prenons l'exemple d'une rivière polluée localement, plus qu'en temps normal (son bruit de fond), servant d'alimentation en eau potable pour une ville. La qualité de l'eau « naturelle » de la rivière ne permettant pas de la consommer directement, un léger traitement est réalisé dans une usine de potabilisation. La pollution accidentelle de la rivière demande à l'exploitant de l'usine de mettre en œuvre des traitements supplémentaires pour atteindre une qualité d'eau propre à la consommation. Les surcoûts (ou les pertes de bénéfices) engendrés par ces traitements constituent les coûts/dépenses de dépollution de la rivière.

Cette méthode fournit là-encore une valeur minimale de la VET de l'actif naturel en question, les dépenses de dépollution étant plus facilement estimables, comme les dépenses de remplacement, pour des valeurs d'usage.

- *Dépenses de protection (ou d'évitement)*

Les dépenses de protection étudient les comportements de consommation des ménages confrontés à une dégradation de leur environnement (nuisance, pollution). Face à cette dégradation, les individus veulent protéger/préserver leur environnement. Ils engagent pour cela des dépenses en consommant des biens marchands spécifiques leur permettant de réduire les nuisances- non marchandes- auxquelles ils sont confrontés (fenêtres avec isolation phonique, carafe filtrante pour l'eau du robinet,...). La valeur marchande de ces biens acquis est alors égale au prix implicite de la nuisance en question [173]. La méthode est donc essentiellement utilisée pour l'évaluation des nuisances environnementales.

Si cette méthode s'avère être en théorie un moyen simple d'évaluer le bénéfice minimal lié à l'amélioration de l'environnement ou à la diminution de la nuisance environnementale [175], elle rencontre plusieurs obstacles à sa mise en œuvre dans la pratique. Les dépenses de protection nécessitent de reconstruire la courbe de demande du bien de protection étudié. Il faut pour cela disposer d'une observation des dépenses à travers le temps concernant le bien en question, par exemple l'achat de fenêtres en double-vitrage pour les riverains d'aéroports. L'analyse doit être cadrée, à la fois spatialement et temporellement.

Les consommateurs soumis à au bruit des avions en périphérie des aéroports doivent être déterminés, ainsi que la durée dans laquelle s'inscrit l'observation. Ces choix sont propres à l'expérimentateur. La durée d'observation de ces biens de protection demande de traiter dans l'analyse la question de la variabilité de leur prix à travers le temps. Une autre limite vient du fait que l'évaluation est minimale car partielle. Les dépenses de protection ne mesurent pas tous les coûts liés à la pollution ou nuisance qui affecte un foyer et son utilité [304]. Cette méthode ne fournit qu'une borne inférieure de la VET du bien environnemental étudié. Inversement, les dépenses de protection pour se prémunir d'une nuisance peuvent avoir d'autres bénéfices. Ainsi, la mise en place de double-vitrage pour lutter contre le bruit isole mieux d'un point de vue phonique mais aussi thermiquement le logement. L'achat de fenêtres spécifiques limite essentiellement le bruit mais permet aussi de réaliser des économies d'énergie. Dès lors, il faudra mettre en place dans l'analyse un système d'allocation, pour attribuer le coût net des dépenses de protection uniquement à la diminution du bruit.

- *Dépenses de soin*

Les dépenses de soin est une méthode employée pour évaluer les impacts de la pollution sur la santé humaine. Elle est similaire aux dépenses de protection dans le sens où elle étudie les comportements de consommation des individus confrontés à des problèmes de santé causés par la pollution. Les individus engagent des dépenses pour des services de santé et des médicaments pour soigner leur maladie causée par une pollution environnementale-non marchande. Parallèlement aux dépenses de protection, l'ensemble des dépenses de santé engagées correspond au CAP de l'individu pour une réduction de la pollution en question. Les dépenses de soin nécessitent d'utiliser des fonctions dose-réponse pour faire le lien entre la pollution et la maladie contractée.

Les limites de cette méthode sont en partie liées à l'utilisation de fonctions dose-réponse. Les liens entre la pollution et les effets sur la santé ne sont pas tous connus, car la communauté scientifique manque d'information sur la quantification physique des impacts environnementaux de manière générale. *A fortiori*, le lien entre la pollution et les dépenses de santé n'est pas maîtrisé. Par ailleurs, cette méthode n'intègre pas les comportements préventifs des individus qui effectuent des dépenses de protection pour se prémunir en amont de la maladie. Pour le cas des personnes âgées avec des pathologies pré-existantes, il est difficile d'évaluer la contribution de la pollution au développement de la maladie. Dès lors se

pose à nouveau la question du poids de la pollution dans la maladie et dans les dépenses de santé qui en découlent. Enfin, une autre limite essentielle à cette méthode vient du fait que l'individu ne possède toujours pas la décision d'engager des dépenses de santé car il est dépendant de ses administrateurs sociaux [173], et qu'il ne possède peut-être pas non plus les ressources financières pour se soigner. Si un pays en voie de développement, considéré comme « pauvre », n'a pas les moyens pour financer les soins médicaux de ses administrés, alors les coûts de la maladie de sa population seront quasi nuls. Cela signifie-t-il pour autant qu'aucun dommage n'a été subi ? En tirant le raisonnement par les cheveux, il vaudrait mieux exercer la pollution sur des pays « pauvres » que des pays développés, puisque les coûts de la maladie seront faibles, et les dommages aussi. La méthode laisserait donc croire que les dommages sur la santé sont endogènes à chaque pays, ce qui n'est pas acceptable pour des raisons éthiques. Cela soulève en outre les mêmes questions de temporalité et de spatialité que les dépenses de protection. Cette méthode ne permet pas non plus d'estimer l'intégralité de la VET du bien ou du service environnemental étudié. La valeur d'altruisme n'est par exemple pas comptabilisée dans cette méthode, puisqu'elle intègre seulement les dépenses des individus touchés par la dégradation du bien environnemental.

- *Coûts de transport*

Cette méthode est considérée comme la plus ancienne pour évaluer les actifs naturels [166]. Les coûts de transport, également nommés coûts de déplacement sont fondés sur le constat suivant : le site d'activités récréationnelles et les déplacements qui y sont associés sont caractérisés par leur faible complémentarité, principe introduit par Mäler [179] en 1974. Deux biens sont reconnus comme faiblement complémentaires lorsque la non consommation de l'un rend la consommation de l'autre impossible. Ce principe permet d'établir la demande pour le site récréatif à partir de la demande en déplacement. En effet, le site récréatif et le déplacement sont deux biens faiblement complémentaires, et un individu ne peut retirer d'utilité (valeurs d'usage) de la visite du site que s'il s'est rendu sur place [310], par quelque moyen de transport que ce soit. Dès lors, la valeur que l'on accorde au site récréatif peut être mesurée par le prix atteint sur le marché par les déplacements. Les dépenses engagées pour se rendre sur un site (récréatif) correspondent alors au CAP des individus pour bénéficier du site. Les CAP estimés permettent de construire une courbe de demande et ainsi de calculer le surplus du consommateur.

La méthode est mise en œuvre avec une enquête de fréquentation sur le site récréatif en question [175]. L'enquête permet de récolter des informations sur les ménages concernant le nombre de visites annuelles sur ce site, le temps de trajet pour se rendre sur le site, le moyen de transport utilisé, ainsi que sur leurs caractéristiques socio-économiques. L'analyse des données permet d'estimer un coût de transport par ménage/individu, égal à la somme du coût du transport effectif (consommation carburant et usure véhicule, billet de train, ...) et du coût d'opportunité. Le coût du transport effectif est estimé par le prix du billet de train si l'individu s'est rendu sur le site par ce moyen, ou aux coûts de la consommation en carburant et d'usure du véhicule si l'individu est venu avec sa voiture personnelle. Le prix est différent selon les individus, mais il est possible de recréer la demande en déplacement en prenant en compte leurs caractéristiques individuelles. Le coût d'opportunité représente la valeur accordée au temps passé à voyager. Il représente l'utilité que l'individu aurait retirée en pratiquant une activité plutôt que de voyager et ne rien faire. Il est souvent calculé par un pourcentage du taux de salaire horaire.

L'idée originale des coûts de transport est à attribuer à Hotelling. Ce dernier écrit une lettre en 1947, mais publiée en 1949 seulement [181], en réponse au directeur des services des Parcs Nationaux qui souhaite disposer de méthodes pour évaluer les bénéfices liées aux activités récréationnelles [180], et qui présente la méthode des coûts de transport pour estimer la demande pour des activités de loisir. La première application pratique a été réalisée par Trice et Wood en 1958 [182] pour estimer la valeur récréative de trois rivières. La méthode s'est ensuite fait connaître grâce aux travaux de Clawson en 1959 [311] et de Clawson et Knetsch en 1966 [312] qui ont appliqué la méthode et sa théorie pour les grands parcs nationaux des Etats-Unis. Les coûts de transport ont ensuite été largement utilisés entre les années soixante-dix et deux mille pour les activités récréationnelles en lien avec des biens environnementaux comme la pêche, la chasse, la baignade, la promenade [166].

Les coûts de transport présentent les intérêts des méthodes à préférences révélées, mais possèdent des limites qui sont propres à cette méthode. La littérature recense plusieurs limites pratiques à la mise en œuvre des coûts de transport. La méthode « de base » ne prend pas en compte le fait que l'individu puisse voyager pour d'autres motifs que le site étudié, et qu'il profite du voyage pour se rendre sur d'autres sites à proximité dont il retire une utilité. Le coût de transport n'est plus entièrement affecté au site étudié. La question se pose alors de la règle d'affectation de ce coût dans le cadre de visites multiples [175]. A l'inverse, la

présence de sites « substituts » à proximité de certains ménages fausse l'évaluation du CAP marginal pour bénéficier du site « original » [175]. Les sites « substituts » présentent des caractéristiques communes avec le site « original » mais ont l'avantage d'être plus proches du lieu d'habitation des ménages. De ce fait, les individus préféreront se rendre sur le site le plus proche, alors qu'ils n'ont pas nécessairement un CAP nul pour le site « original ». Les individus peuvent avoir un CAP suffisamment fort pour un site qu'ils prennent la décision de déménager et d'habiter à proximité, comme les individus qui choisissent d'habiter en bord de mer afin d'en bénéficier quotidiennement. Dans ce cas, les coûts de transport sont nuls ou quasi-nuls, alors que le CAP est en réalité très important. Les individus ayant toujours vécu à proximité du site ont eux aussi un coût de transport nul, donc un CAP nul, qu'ils aient ou non de l'intérêt pour le site étudié. Ces individus font partie de la catégorie des « visiteurs non-payants » [175]. Si ces problèmes pratiques peuvent être surmontés, la question de l'évaluation du coût du temps de trajet, autrement dit le coût d'opportunité, fait toujours débat [152]. Il n'y a pas de consensus formel sur cette valeur. La plupart des études se basent sur un pourcentage du taux de salaire horaire, mais ce pourcentage est variable d'un cas à l'autre. Enfin, cette méthode ne s'applique, par définition, qu'aux sites récréatifs. Elle est inapplicable aux autres domaines de l'Environnement tels qu'on entend en Economie de l'Environnement, et comme la méthode des prix hédoniques, elle est mise en œuvre pour de l'évaluation *a posteriori*, la valeur du site ne pouvant être mesurée que s'il existe. Applicable aux sites récréatifs et naturels, cette méthode capte essentiellement les valeurs d'usage, direct et indirect, mais ne permet pas d'estimer par exemple la valeur d'existence accordée à ces biens. On peut très bien accorder de la valeur à la chaîne de montagne de l'Himalaya, sans avoir la possibilité de s'y rendre, par manque de condition physique, de disponibilité ou de finances personnelles. La méthode des coûts de transport ne révèle donc qu'une valeur partielle de la VET.

➤ Les préférences déclarées

De nombreux biens et services environnementaux n'ont pas de prix, car ce sont des biens non marchands qui ne font pas l'objet de transaction sur le marché. Pourtant, ils ont une valeur positive ou négative au regard des améliorations, et respectivement dégradations, qu'ils apportent. Pour estimer cette valeur, il est nécessaire d'obtenir la courbe de demande associée au bien ou service environnemental [152]. Cette courbe de demande permet en fait d'établir le

CAP marginal pour une variation positive ou négative du bien ou service. Quand ce CAP ne peut pas être déduit des comportements observés des individus à partir de l'information disponible sur le marché, c'est-à-dire par le biais de méthodes à préférences déclarées, l'économiste recourt alors généralement aux méthodes à préférences déclarées.

Les préférences déclarées reposent sur des techniques d'enquête auprès d'individus concernés par le bien ou service environnemental à évaluer. Les individus en question sont amenés à se prononcer sur un ou plusieurs scénarios hypothétiques proposant des améliorations ou dégradations d'un bien ou d'un service au regard de la situation existante. Ces enquêtes permettent d'évaluer les préférences individuelles pour ensuite déterminer le CAP marginal ou global relatif à une variation du niveau du bien ou du service environnemental. Ces méthodes sont en cohérence avec la théorie du consommateur, car elles mesurent *in fine* des CAP marginaux.

L'approche la plus connue et la plus ancienne est la méthode d'évaluation contingente (MEC), mais un autre courant occupe une place de plus en plus importante au sein des préférences déclarées. Il s'agit de la modélisation des choix (de l'anglais *Choice Modelling*), dont il faut distinguer quatre variantes majeures que sont la méthode des choix multiples ou encore choix multi-attributs (adapté de l'anglais *Choice Experiment*), la notation contingente (*contingent ranking*), le classement contingent (*contingent rating*), ou la comparaison par paires (*paired comparison*).

- *Evaluation contingente*

La MEC est utilisée dans le domaine de l'évaluation environnementale depuis plus de quarante ans. C'est la plus répandue et la plus utilisée des méthodes à préférences déclarées. L'affaire de l'Exxon Valdez, en 1989, lui permit de devenir une méthode connue et reconnue, grâce à l'évaluation des dommages causés sur les ressources naturelles par la marée noire [173]. Elle a d'ailleurs été menée dans plus de cinquante pays différents par des agences gouvernementales et des organisations internationales.

La MEC, via un questionnaire, interroge directement les individus concernés par un programme ou un service ou un bien environnemental pour connaître la somme qu'ils accepteraient de payer ou de recevoir pour respectivement une amélioration ou une dégradation de ce programme (ou bien ou service). L'enquêté est donc confronté à un exercice de formulation de la valeur, à la suite duquel des questions relatives à ses

caractéristiques socio-économiques lui seront posées. Ces variables socio-économiques pourront servir d'éléments explicatifs dans la détermination des CAP. La mise en œuvre de l'évaluation contingente intègre les six étapes suivantes : la définition de l'objet environnemental, la construction du questionnaire, l'identification de la taille et des caractéristiques de l'échantillon, le déroulement de l'enquête, les analyses statistiques et économétriques des résultats pour le calcul de CAP ou CAR (Consentement à Recevoir), et enfin l'agrégation et l'interprétation des résultats.

L'intérêt principal de la MEC est que, comme toute méthode dite à préférences déclarées, elle permet de déterminer des CAP qui ne peuvent être déduits des comportements observés. Sa mise en œuvre est relativement simple. En outre, la littérature scientifique fournit des lignes directrices [242] et formulent des recommandations [313] quant à son application.

Cependant, la MEC demeure une méthode controversée, notamment sur la manière dont les CAP sont estimés. Puisqu'ils ne proviennent pas de comportements observés, mais de déclarations individuelles et hypothétiques, quelle fiabilité, quelle validité, quelle représentativité peut-on leur accorder [172]? Les critiques qui subsistent sur les valeurs de CAP obtenus par la MEC s'expliquent par plusieurs biais inhérents à la mise en œuvre de la méthode que sont les biais hypothétique, d'administration du questionnaire (ancrage, paiement), informationnel, stratégique, de « *yeah saying* », et d'inclusion [175].

Le biais hypothétique vient du fait que les individus sont placés dans une situation fictive et sont confrontés à des choix virtuels. Les arbitrages qui en découlent ne correspondraient donc pas à la réalité.

Le biais d'administration du questionnaire, comme son nom l'indique est induit par le format du questionnaire. Les résultats tirés de la MEC sont dépendants du mode de paiement utilisé pour révéler le CAP des individus, de la technique mise en œuvre pour que l'individu révèle son CAP (système d'enchère, réponse ouverte), du contexte de présentation de l'enquête, etc... Les résultats de la MEC sont sensibles à l'information donnée aux enquêtés en amont du questionnaire; il faut donc veiller à n'en donner ni trop, ni trop peu. Cette information se veut également objective pour ne pas influencer l'individu dans son choix.

Le biais stratégique fait référence à la notion de passager clandestin. Ainsi, l'individu déclare une faible valeur ou valeur nulle pour la préservation d'un bien environnemental,

même s'il lui accorde de l'intérêt, car il sait que d'autres individus feront l'effort de payer et que le bien pourra malgré tout être préservé.

On note aussi les biais de « *yeah saying* », où l'enquêté déclare un CAP supérieur à son consentement à payer effectif dans la réalité, afin de paraître charitable devant l'enquêteur, ce qui fausse évidemment les résultats.

Le biais d'inclusion est un des biais les plus importants de la méthode et impacte fortement sur les résultats finaux. Il vient du constat que l'enquêté déclare le même CAP quelles que soient l'échelle et l'amplitude d'amélioration proposées pour l'objet environnemental évalué. L'individu est insensible à ces variations et déclare un CAP absolu pour l'objet environnemental considéré.

Un des autres reproches fait à la MEC est qu'elle ne permet pas une analyse multidimensionnelle. L'objet environnemental est évalué dans sa globalité, sans que l'on puisse déterminer le poids et la priorité de chacune des caractéristiques qui le compose.

La MEC étant la méthode de préférences déclarées la plus utilisée, son champ d'application est vaste. Elle a été menée pour les thématiques suivantes : qualité de l'eau, qualité de l'air, loisirs de plein air, sauvegarde des espèces, protection des forêts, gestion des déchets, problème d'assainissement, biodiversité, impacts sur la santé, dommages sur les ressources naturelles, réduction des risques environnementaux [173], gestion des zones humides, protection de zones sauvages, sites d'héritage culturels, ressource en eau potable [152]. Des travaux de recherche ont également montré l'intérêt de coupler cette méthode à d'autres méthodes de monétarisation, comme celle des coûts de transports, notamment pour évaluer les CAP des individus liés à l'amélioration de la qualité sanitaire d'un site récréationnel [314].

- *Modélisation de choix*

Au regard de ses limites méthodologiques, une autre méthode de préférences déclarées a été développée, en reprenant le principe de base de l'évaluation contingente. Il s'agit de la modélisation de choix (de l'anglais *Choice Modelling*) et permet, contrairement à la MEC, une analyse multidimensionnelle d'un bien ou service environnemental. Celui-ci est décrit par un ensemble de caractéristiques, les attributs, et par les différents niveaux qu'elles peuvent prendre. Les enquêtés sont invités à noter, classer ou choisir des alternatives, toutes

ANNEXES CHAPITRE II

composées des mêmes attributs mais avec des niveaux différents. La présence d'un attribut monétaire, le moyen de paiement, permet ensuite d'estimer indirectement le CAP des individus. En effet, la modélisation de choix repose sur la théorie micro-économique de Lancaster [183] selon laquelle l'utilité d'un bien est égale à la somme des utilités des caractéristiques qui composent ce bien.

Cette méthode a initialement été déployée dans de nombreux travaux dans le marketing et le transport. Elle n'est utilisée au service de l'environnement que depuis récemment. Adamowicz [315] en fut un pionnier avec une application aux loisirs récréatifs d'eau douce de la ville d'Alberta au Canada.

La modélisation de choix se décline selon quatre variantes, dont les principes sont exposés dans le Tableau 33 ci-dessous. Ces variantes se différencient par la qualité des informations obtenues, leur complexité de mise en œuvre et d'analyse, et leur capacité à fournir des estimations de CAP cohérentes avec la théorie économique.

Tableau 33 : Principales variantes de la modélisation des choix, issu de [316]

Variante de Modélisation des Choix	Principe
Choix Multiples (<i>Choice Experiment</i>)	Choisir parmi au moins 2 alternatives (dont une est la référence - <i>Statu Quo</i>)
Classement contingent	Classer/Ordonner une série d'alternative
Notation contingente	Donner un score aux alternatives selon une échelle fixée par exemple de 0 à 10
Comparaison par paires	Choisir une alternative parmi les 2 proposées et lui attribuer une note selon une échelle par exemple de à 10

- Méthode des choix multiples (ou multi-attributs)

Dans de nombreuses publications, la confusion est faite entre la modélisation de choix, les choix multiples et l'analyse conjointe, cette dernière étant une dénomination utilisée pour parler de l'une des deux autres méthodes. En réalité, même si l'analyse conjointe et les choix multiples se ressemblent sur la forme, les fondements théoriques sur lesquels reposent ces deux méthodes sont différents. C'est ce que Louviere, Flynn et Carson [317] ont démontré récemment. Selon eux, l'analyse conjointe trouve son origine en psychologie et repose sur des fondements purement mathématiques. L'analyse conjointe ne fait absolument pas référence à

la théorie économique de l'utilité aléatoire, support de la méthode des choix multiples. Elle n'a donc pas vocation à étudier le comportement des individus et leurs préférences.

Nous avons décidé par la suite d'écarter de notre terminologie l'analyse conjointe, même si certains auteurs l'emploient à tort, et de lui préférer les expressions de modélisation de choix et de choix multiples.

Les premiers travaux faisant état de la méthode des choix multiples ont été décrits par Louviere et Hensher [318] en 1982 et par Louviere et Woodworth [319] en 1983. Comme pour la modélisation de choix, la méthode a initialement été développée au service de la recherche en marketing, en transport, mais aussi en psychologie [290]. Elle résulte de l'avancée scientifique dans différentes disciplines portant sur « la mesure conjointe axiomatique » et la théorie de l'intégration de l'information en psychologie, sur les modèles discrets multivariés et la construction optimale de questionnaires en statistique et économétrie, et enfin sur la théorie de l'utilité aléatoire en économie [237]. Ses premières applications appartiennent au domaine du marketing et du transport. Elle a plus récemment été mise au service de l'évaluation de l'environnement, avec par exemple des études sur la préservation des zones humides [189] et sur la gestion de l'eau potable [190]. Cette méthode est notamment appliquée pour analyser les préférences publiques envers des biens environnementaux et pour estimer leur valeur économique [247].

Des scénarios sont construits, différenciant entre eux par le niveau de leurs caractéristiques. Les individus choisissent leur option préférée parmi des jeux successifs composés de deux alternatives ou plus, avec la possibilité à chaque fois d'opter pour le scénario de base, appelé *Statu Quo*, qui ne propose aucun changement. Outre la théorie de Lancaster [183], les choix multiples reposent sur la théorie de l'utilité aléatoire développée par Luce [184] et Mc Fadden [186], qui suppose que l'utilité indirecte retirée d'un bien est composée d'une partie déterministe qui capte les effets observés, et d'une partie stochastique, le terme d'erreur, qui capte les effets inobservables. La méthode compatible avec la maximisation de l'utilité et la théorie de la demande.

L'aspect multidimensionnel des choix multiples offre la possibilité d'arbitrer entre différentes caractéristiques d'un bien environnemental. Cela permet de centrer la priorité sur certains axes dans le cadre de la mise en œuvre de programmes de politique environnementale, comme la conservation ou la restauration de certains espaces. Sur le plan

théorique, la présence d'une alternative de référence pour chaque choix rend l'estimation de CAP/CAR marginaux conforme avec la théorie de la demande, car ceux-ci sont bien exprimés par rapport à une variation du bien ou du service initial [247]. Les résultats monétarisés sont alors directement utilisables/ exploitables pour leur intégration dans une analyse coûts-bénéfices (ACB) [237]. Enfin, les choix multiples réduisent voire élimine certains biais de la MEC. Comme l'enquêté n'a plus à déclarer ouvertement son CAP, mais que celui-ci est introduit dans les alternatives comme un attribut avec différents niveaux, le biais stratégique, le « *yeah saying* » et le biais d'ancrage sont évités. L'absence de biais d'ancrage contribue à réduire les biais d'administration du questionnaire dont il fait partie. Enfin, le biais d'inclusion est potentiellement réduit car les niveaux d'attributs utilisés dans les alternatives sont fixés et limités.

Si la méthode des choix multiples apporte des solutions par rapport à la MEC, certaines limites, inhérentes aux préférences déclarées, subsistent et d'autres apparaissent. Le biais hypothétique constaté pour la mise en œuvre de la MEC est présent, car les choix multiples sont aussi un exercice de mise en situation de choix virtuels. La confrontation à une multitude de scénarios rend l'exercice plus difficile que la MEC et demande un effort intellectuel important. Certains individus peuvent ne pas ou mal comprendre l'énoncé, le contexte, les enjeux de l'enquête. Ce format spécifique d'enquête représente une charge cognitive pour tous, qui peut ensuite entraîner un effet de lassitude au fur et à mesure de l'exercice de choix [316]. Ces limites soulignent le fait que le nombre de caractéristiques pouvant être étudiées au sein d'une même enquête est limité. Un bien ou service environnemental ne pourra pas être décliné sous plus de cinq ou six attributs, car l'exercice de choix deviendrait alors infaisable. En outre, pour que l'exercice soit intelligible, le concepteur doit fournir un minimum d'information sur le sujet, les scénarios et leurs caractéristiques. En contrepartie, cela accentue le biais informationnel mis en évidence pour l'évaluation contingente. Non seulement il est impossible de garantir une objectivité absolue pour l'information qui est donnée, mais il est aussi impossible de connaître la manière dont elle sera réceptionnée et traitée par l'enquêté. D'un point de vue pratique, cette technique d'enquête nécessite un travail important sur les données [173], et sa mise en œuvre demande du temps et des besoins humains pour l'enquête en elle-même, mais aussi pour sa phase de pré-test, et pour la construction du questionnaire, dont les résultats vont fortement être dépendants [304].

○ Notation contingente

La notation contingente correspond à une notation individuelle de scénarios présentés successivement et indépendamment les uns des autres [197]. Les enquêtés notent les scénarios sur une échelle prédéfinie de valeurs numériques ou sémantiques, mais ne les comparent pas. Comme pour les choix multiples, les résultats de l'enquête sont ensuite analysés dans le cadre de la théorie de l'utilité aléatoire. Les notes attribuées aux scénarios sont ensuite converties sur une échelle d'utilité sous l'hypothèse que l'utilité qu'un individu retire d'une alternative est liée à la note qu'il lui attribue [173].

La méthode est populaire dans le marketing, domaine où elle a été le plus utilisée [316]. Son application à la problématique environnementale demeure très limitée en raison de certaines hypothèses trop contraignantes que nous allons aborder. On recense quelques études dans le secteur des activités récréatives comme la pêche [191] et aussi sur les impacts environnementaux des parcs éoliens [192].

Cette méthode permet d'ordonner des scénarios en fonction des notes attribuées, mais elle soulève surtout de nombreuses critiques en raison des hypothèses qu'elle sous-tend. En effet, cette méthode suppose d'une part la cardinalité de l'échelle de notation, à savoir qu'une note de 6 en termes d'utilité vaut deux fois plus qu'une note de 3, ce qui n'est pas prouvé. Elle suppose d'autre part que les notations sont comparables d'un individu à un autre, ce qui là-aussi fait débat [173]. En outre, les enquêtés ne comparent pas directement les alternatives, ce qui ne permet pas d'établir de lien formel entre les notations exprimées et les choix économiques [316]. Cette méthode, contrairement aux choix multiples, n'est pas cohérente avec la théorie du consommateur. Par conséquent, les CAP estimés à partir de l'enquête ne sont pas cohérents avec la définition de la mesure du bien-être.

○ Classement contingent

Le classement contingent est la variante la plus proche des choix multiples, tant pour la cadre théorique que pratique. Sur le plan théorique, la méthode s'inscrit aussi dans le cadre des modèles à utilité aléatoire. La méthode consiste à soumettre à l'enquêté à une succession de cartes de choix. Chaque carte de choix est composée de plusieurs alternatives, parmi

lesquelles peut figurer la situation de référence, le *Statu Quo*. Les enquêtés doivent, pour chaque carte, classer les alternatives. Cet exercice peut s'apparenter à une série de choix successifs : l'enquêté choisit d'abord son scénario préféré sur la carte, puis son scénario préféré parmi ceux restants et ainsi de suite.

Les premiers travaux sont à attribuer à Beggs, Cardell et Hausman [193] en 1981, qui ont travaillé notamment sur le modèle économétrique permettant d'analyser les résultats d'un classement contingent, et qui l'ont appliqué à la demande en véhicules électriques. Le classement contingent est cependant moins utilisé que la méthode des choix multiples au service de l'environnement, mais son étendue est plus vaste que pour la notation contingente. Il est possible de trouver des exemples de classement contingent pour de l'aménagement paysager, de l'adduction d'eau potable [194], des sites récréatifs, ou encore pour l'impact de l'utilisation de pesticides [320].

Le classement contingent présente les mêmes intérêts que la méthode des choix multiples. L'exercice de notation du classement contingent permet en outre d'obtenir des informations statistiques plus riches [197]. L'analyse des résultats de l'enquête donne des intervalles de confiance plus resserrés que pour les choix multiples. Une des conséquences directes est l'obtention de prix implicites et de mesures de CAP plus précis [173].

La majorité des limites du classement contingent sont identiques à celles des choix multiples. Cependant, la présence du *Statu Quo* n'est pas obligatoire sur chaque carte de choix. En son absence, la méthode n'est plus en accord avec la théorie du consommateur et se pose alors le problème évoqué précédemment avec la notation contingente [316]. L'effort cognitif, en raison du classement des scénarios, serait également accentué par rapport aux choix multiples. Or un effort cognitif trop important empêche l'individu de faire des choix rationnels. Il a d'ailleurs été constaté qu'avec cette méthode, les choix des individus sont peu fiables avec des incohérences dans les classements [173]. Les choix sont d'autant moins fiables qu'ils sont situés dans le bas du classement. Autrement dit, les choix les plus fiables correspondent aux scénarios préférés sélectionnés parmi les premiers. Les effets aléatoires sont alors bien plus importants pour ces scénarios « peu fiables » et « mal classés » mais cela reste souvent ignoré dans le traitement économétrique des résultats.

- Comparaisons par paires

Cette variante est en quelques sortes une combinaison de la méthode des choix multiples et de la notation contingente. Les enquêtés sont soumis à des cartes de choix successives, chaque carte étant composée de deux alternatives. Dans un premier temps, les enquêtés choisissent leur alternative préférée parmi les deux présentes sur la carte ; cet exercice est identique aux choix multiples. Ensuite, ils doivent noter selon une échelle numérique ou sémantique prédéfinie le degré de préférence qu'ils attribuent à l'alternative sélectionnée [316].

Cette méthode est très populaire dans le milieu du marketing. Son application au domaine de l'environnement a débuté dans les années soixante-dix, pour l'évaluation d'activités récréationnelles [195], et s'est développée à partir des années quatre-vingt dix pour des questions d'impacts sur la santé humaine et de perte de biodiversité [196] par exemple. Son utilisation reste malgré tout mineure par rapport aux choix multiples.

Cette variante combine donc également les intérêts et les limites des choix multiples et de la notation contingente. Elle permet donc, comme la notation contingente, d'obtenir plus d'informations pour le traitement statistique et économétrique des choix par rapport à un simple choix multiples.

Mais pour s'assurer que les CAP estimés sont cohérents avec la théorie du Bien-être, les scénarios présentés doivent être situés par rapport à un niveau de référence, le *Statu Quo*. Cela implique que le *Statu Quo* soit présent sur chaque paire à comparer. L'exercice peut s'avérer long s'il y a une dizaine de scénarios à présenter, cela représentera une dizaine de cartes de choix si le *Statu Quo* est intégré, et l'effort cognitif n'en sera que plus important.

➤ **Préférences sociales et consensus collectif**

L'évaluation participative est la méthode qui s'appuie sur les préférences sociales et le consensus collectif. Cette méthode implique une approche différente de celles précédemment exposées pour évaluer les biens et services environnementaux. Elle est encore peu développée et donc méconnue, mais le rapport TEEB [172] et De Groot et al. [164] la mentionnent. Elle fait appel, comme son nom l'indique, à la participation effective des individus dans un intérêt collectif. Comme les méthodes dites à préférences déclarées dont elle s'inspire, on demande à des individus membres une communauté de déterminer l'importance d'un service environnemental non marchand au regard d'autres biens et services environnementaux qui

sont marchands. Cette importance relative d'un bien ou d'un service par rapport à un autre est établie d'une manière comptable, et pas selon d'une méthode d'enquête pour obtenir un CAP. L'individu accorde plus de points aux biens ou services auxquels il accorde plus d'importance. Ces points sont représentés en pratique par des graines, grains de riz ou cailloux, faisant office de système de comptage. Le but est d'établir, via une délibération de groupe, une préférence collective, et non plus une agrégation de préférences individuelles. Cette méthode est souvent mise en œuvre après un exercice de *focus group* où les parties prenantes expriment leurs inquiétudes et présentent les problèmes, afin d'en déduire ultérieurement indirectement des valeurs.

Cette méthode s'applique en théorie à tout bien ou service environnemental, et présente l'avantage d'être applicable à n'importe quelle population, puisqu'elle ne nécessite pas un niveau d'éducation et de connaissances élevé, notamment grâce au système de comptage notamment [172]. L'originalité de cette méthode, contrairement aux autres, réside dans le fait qu'elle soit participative et interactive. Elle utilise des ressources empruntées à la concertation, et repose par conséquent sur des principes de démocratie délibérative, et sur l'hypothèse selon laquelle la prise de décision publique doit résulter d'un débat public ouvert.

➤ **Transfert de bénéfices ou de valeurs**

Le transfert de bénéfices consiste à utiliser les résultats d'une évaluation économique d'un cas particulier pour les appliquer à un autre cas particulier. Il faut pour cela que les deux cas évalués présentent des caractéristiques similaires, notamment sur les ressources et qualité environnementales [152]. La méthode est applicable en théorie à n'importe quelle étude comparable avec l'originale [176].

Elle présente l'avantage d'être moins coûteuse par rapport aux autres méthodes présentées précédemment, car elle évite de concevoir puis de lancer une nouvelle étude spécifique pour le bien ou service à évaluer.

En contrepartie, la fiabilité de cette méthode est souvent mise en cause. Si les contextes entre deux études semblent similaires, il se peut que de nombreux facteurs varient différemment [176].

ANNEXES CHAPITRE II

ANNEXE II-2: Etudes de cas de monétarisation liée aux impacts environnementaux de la gestion des déchets ménagers

Auteurs	Année	Nom de l'étude/ de la publication/ de la communication
CSERGE [209]	1993	Externalities from Landfill and Incineration
Kiel et Mc Clain [202]	1995	House prices during siting decision stages: The case of an incinerator from rumor through operation
Dijkgraaf et Vollebergh [204]	1997	Incineration or Dumping? A Social Cost Comparison of Waste Disposal Options
Garrod et Willis [201]	1998	Estimating lost amenity due to landfill waste disposal
Krewitt et al. [199]	1998	Assessment of environmental and health benefits from the implementation of the UN-ECE protocols on long range transboundary air pollution
Rabl et al. [210]	1998	Effets sur la santé de la pollution atmosphérique due aux incinérateurs
European Commission [200]	2000	A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste
Prévot [218]	2000	La récupération de l'énergie issue du traitement des déchets
DEFRA [212]	2003	A study to estimate the disamenity costs of landfill in Great Britain
Dijkgraaf et Vollebergh.[205]	2003	Burn or Bury? A Social Cost Comparison of Final Waste Disposal Methods
MEDD-D4E [213]	2003	Consentement local à payer et localisation d'une décharge.
DEFRA [207]	2004	Valuation of the external costs and benefits to health and environment of waste management options
INFRAS [208]	2004	External costs of transport - Update study
Eshet et al. [203]	2005	A critical review of economic valuation studies of externalities from incineration and landfilling
ExternE [215]	2005	Externalities of Energy
MEDD-D4E [206]	2005	Consentement local à payer et localisation d'un incinérateur
Chèze [214]	2007	Une méta-analyse des études d'évaluation monétaire par la méthode des prix hédoniques du coût externe des installations de traitement de déchets
Méry et al. [217]	2008	Monétarisation des externalités liées à la mise en décharge: Le cas des impacts locaux des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés vers l'eau et le sol
Rabl et al. [211]	2008	Environmental impacts and costs of solid waste: a comparison of landfill and incineration

ANNEXES CHAPITRE II

ANNEXES CHAPITRE II

ANNEXE II-3 : Listes des études de monétarisation pour l'impact changement climatique en gestion des déchets

Auteurs	Année	Nom de l'étude	Sources principales de l'étude	Méthodes employées par les études « source »
European Commission [200]	2000	A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste	CSERGE (1993), Royaume-Uni [209] ECON (1995), Norvège [321] EC (1996), Europe [200]	Fankhauser (1992 et 1993) [322] [323]
Clarkson R. et Deyes K. [220]	2002	Estimating the Social Cost of Carbon Emissions	Eyre et al. (1999) [324]	Coût de dommage marginal
DEFRA [207]	2004	Valuation of the external costs and benefits to health and environment of waste management options	Synthèse de nombreuses études	A priori plusieurs méthodes
ExternE [215]	2005	Externalities of Energy	ExternE	Coûts évités: approximation du CAP de la société pour des actions rapides contre le réchauffement climatique.
Eshet et al. [219]	2006	Valuation of externalities of selected waste management alternatives: A comparative review and analysis	Etat de l'art de nombreuses études	Plusieurs méthodes analysées en parallèle
Rabl et al. [211]	2008	Environmental impacts and costs of solid waste: a comparison of landfill and incineration	ExternE	Calcul de coûts évités par la détermination de CAP

ANNEXES CHAPITRE II

ANNEXES CHAPITRE II

ANNEXE II-4: Publications relatives à la méthode de choix multiples (ou modélisation de choix) en gestion des déchets

Auteurs	Année	Titre de la publication	Nom de la revue
Caplan et al.	2002	Waste not or want not? A contingent ranking analysis of curbside waste disposal options	Ecological Economics
Jin et al.	2006	Comparison of contingent valuation and choice experiment in solid waste management programs in Macao	Ecological Economics
		Estimating the public preferences for solid waste management programmes using choice experiments in Macao	Waste Management and Research
Sakata	2007	A choice experiment of the residential preference of waste management services - The example of Kagoshima city, Japan	Waste Management
Contreras et al.	2008	Application of analytical hierarchy process to analyze stakeholders preferences for municipal solid waste management plans, Boston, USA	Resources, Conservation and Recycling
Karousakis et Birol	2008	Investigating household preferences for kerbside recycling services in London: A choice experiment approach	Journal of Environmental Management
Ku et al.	2009	Willingness to pay for improving the residential waste disposal system in Korea: A choice experiment study	Environmental Management
Pek et Jamal	2011	A choice experiment analysis for solid waste disposal option: A case study in Malaysia	Journal of Environmental Management

ANNEXE II-5: Hypothèses relatives à la représentation imagée des impacts environnementaux

➤ Impact Epuisement des ressources naturelles non renouvelables

Abiotic Depletion Potential (ADP) en kg-équivalent Sb (Antimoine)

- *Référence à la quantité de matières premières composant les ordinateurs*

L'ordinateur étant un objet de consommation courant (domicile et travail), dont certains composants contiennent des matériaux rares, le principe initial était de recenser l'ensemble des ressources non renouvelables présentes dans un ordinateur, puis de les convertir en kg équ. Sb via les facteurs de caractérisation de la méthode CML (cf. Tableau ci-dessous).

Liste des substances	quantité (kg)	FC en Antimoine	Impact potentiel ADP en kg équ. Sb
Plomb	1,7	0,01352075	0,022985275
Aluminium	3,83	1,00E-08	3,83E-08
Gallium	0,000351	1,03E-07	3,60465E-11
Germanium	0,000432	1,47E-06	6,3504E-10
Etain	0,27	0,033003878	8,91E-03
Cuivre	1,87	0,001942374	0,003632239
Baryum	0,008505	1,06E-10	9,02E-13
Nickel	0,23	0,000107508	2,47268E-05
Zinc	0,6	0,000992294	5,95E-04
Tantale	0,004239	6,77E-05	2,86852E-07
Indium	0,000432	0,00903081	3,90E-06
Vanadium	0,000054	1,09E-08	5,90242E-13
Béryllium	0,004329	3,19E-05	1,38E-07
Or	0,000432	89,50996877	0,038668307
Europium	0,000054	1,33E-05	7,18E-10
Titane	0,004329	4,40E-08	1,90376E-10
Ruthénium	0,000432	32,34945907	1,40E-02
Cobalt	0,004329	2,62E-05	1,13404E-07
Palladium	0,000081	0,323494591	2,62E-05
Manganèse	0,008505	1,38E-05	1,16965E-07
Argent	0,005103	1,844923517	9,41E-03
Antimoine	0,002538	1	0,002538
Bismuth	0,001701	0,073100107	1,24E-04
Chrome	0,001701	0,000858251	1,45988E-06
Cadmium	0,002538	0,330075346	8,38E-04
Sélénium	0,00044	0,475239211	0,000209105
Niobium	0,00054	2,31E-05	1,25E-08
Yttrium	0,00054	3,34E-07	1,80448E-10
Mercure	0,000594	0,495123125	2,94E-04
Arsenic	0,000351	0,009167566	3,21782E-06
TOTAL			0,10

Cependant, quelques limites doivent être apportées au choix de cette représentation imagée :

- Premièrement, le choix de cet exemple de référence n'est volontairement pas une approche ACV, dans le sens où il y a seulement une quantification des substances présentes dans un ordinateur, puis une conversion en kg équivalent Sb. Les impacts de l'extraction de ces matières premières, ainsi que de l'utilisation de l'ordinateur sur l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables n'ont pas été comptabilisés.
- Deuxièmement, des données officielles relatives aux matières premières composant les ordinateurs n'ont pu être collectées dans le temps imparti. Les données du tableau ci-dessus sont issues de la page internet de *SWICO recycling* [325] et proviennent de la *Microelectronics and Computer Technology Corporation* (MCC).
- Troisièmement, les données récupérées datent de 1996, faute de mieux, et sont obsolètes vu la rapidité de l'évolution de la technologie en informatique.
- Enfin, une erreur de calcul s'est produite au moment de la construction des cartes de choix. En effet, en reprenant les calculs, le score est de 0,10 kg équ. Sb/ordinateur (cf. Tableau ci-dessus), contre 0,037 kg équ. Sb/ordinateur dans les cartes de choix de la MCM, ce qui représente un facteur d'environ 2,5 entre les deux valeurs !!

- *Référence à la quantité de carburant pour parcourir un certain trajet*

Une modélisation a été réalisée sous le logiciel Gabi d'un module transport composé:

- D'un véhicule de tourisme avec les principales caractéristiques suivantes:
« Diesel Car, Euro 4, Passenger Car, 1,4 à 2L ».
- D'un process de production de diesel : « RER : Diesel at refinery ».

Le cycle de conduite prédéfini du véhicule est le suivant : 28,4% en autoroute, 40,4% en mixte, et 31,2% en ville.

L'impact sur l'épuisement des ressources de la production et de la consommation de carburant est de l'ordre de **0,001kg équ. Sb/km**.

Le niveau du scénario de référence, tout incinération, a été estimé à 0,14 kg équ. Sb/hab/an, ce qui correspond avec les hypothèses ci-dessus à un trajet de **140km environ**.

Or le véhicule consomme 0,043295 kg de diesel/km en moyenne, soit environ **5,17 L/100 km**, et **7,2L pour 140km**.

<p>L'impact du scénario de référence sur l'épuisement des ressources, soit 0,14 kg équ. Sb/hab/an, correspond environ à la production et consommation de 7 litres de diesel.</p>

➤ **Impact Augmentation de l'effet de serre**
Global Warming Potential (GWP) en kg-équivalent CO₂ (Dioxyde de Carbone)

- *Référence aux émissions de CO₂ pour chauffer un logement au gaz naturel*

Les données sont inspirées d'une communication de Lille Métropole sur les émissions de GES et le chauffage urbain [326] et du Diagnostic de Performance Energétique [327].

L'impact sur l'augmentation de l'effet de serre du chauffage au gaz naturel d'un logement de 100m² a été estimé, selon les hypothèses suivantes :

- Besoin en chauffage de **150 kWh/m²/an**. Cela correspond à la catégorie C du Diagnostic de Performance Environnemental (DPE) ou à un logement récent à consommation modérée respectant la réglementation thermique de 2005.
- Emission de **200g de CO₂/kWh** pour un chauffage au gaz naturel, ce qui correspond ici à **30 kg de CO₂/m²/an** (catégorie D du DPE pour les émissions de GES des logements).

L'impact du niveau de référence a été estimé à 99 kg équ. CO₂/hab/an, ce qui équivaut à aux émissions de 30 jours de chauffage au gaz naturel d'un logement de 100m².

L'impact du scénario de référence sur l'augmentation de l'effet de serre, soit 99 kg équ. CO₂/hab/an, correspond environ à un mois de chauffage au gaz naturel d'un logement de 100m².

- *Référence à un kilométrage parcouru en voiture*

La même modélisation que pour l'impact de la consommation de diesel sur l'épuisement des ressources non renouvelables a été réalisée. Avec les mêmes hypothèses concernant le type de véhicule, les cycles de conduite et le type de carburant, les émissions de GES pour la production du diesel et son utilisation dans un véhicule ont été estimées à **0,16 kg équ. CO₂/km**.

L'impact du niveau de référence étant de 99 kg équ. CO₂/hab/an, cela correspond aux impacts d'un trajet de 620 km.

L'impact du scénario de référence sur l'augmentation de l'effet de serre, soit 99 kg équ. CO₂/hab/an, correspond aux émissions de GES d'un trajet de 620km en voiture.

➤ **Impact Atteinte à la santé humaine**
Human Toxicity Potential (HTP) en kg-équivalent DCB (Dichlorobenzène)

- *Référence à un nombre de cigarettes consommées*

La consommation de cigarettes par inhalation de son contenu a été retenue comme « activité anthropique équivalente » pour l'impact atteinte à la santé humaine. Cependant, ce choix d'activité présente des biais bien plus importants que pour les autres activités étudiées. :

- D'une part, l'inhalation du contenu d'une cigarette suppose la présence d'une cible certaine, le fumeur, et d'une voie d'exposition, l'inhalation directe, ce que ne permet pas l'ACV. Il est uniquement possible de choisir un compartiment pour le devenir, en l'occurrence l'air dans ce cas.
- D'autre part, très peu de données ont été trouvées quant au contenu inhalé d'une cigarette. Des valeurs issues d'un blog [328], et dont la source n'est pas mentionnée, ont été utilisées, faute de mieux, sachant que certaines substances comme le goudron ou le plomb ne sont pas listées.

Les valeurs minimum et maximum de chaque substance quantifiée sur le blog ont été converties en kg équivalent DCB comme le montre le tableau suivant :

Composés cigarette	quantité		Unité	Facteur d'équivalence en kg equ DCB	Impact potentiel en kg equ DCB	
	min	max			min	max
Acroléine	10	140	µg	5,69E+01	5,69E-04	7,97E-03
Formaldéhyde	20	90	µg	8,31E-01	1,66E-05	7,48E-05
monoxyde de carbone			µg	PAS D'IMPACT TOX		
Ammoniac	10	500	µg	1,00E-01	1,00E-06	5,00E-05
Oxydes d'azote	16	600	µg	1,20E+00	1,92E-05	7,20E-04
Pyridine		32	µg	pas dans le modèle cml		
Dioxyde de soufre	1	75	ppb			
Phénol	20	150	µg	5,18E-01	1,04E-05	7,77E-05
Toluène		108	µg	3,27E-01	3,53E-05	3,53E-05
Microparticules	100	4000	µg	PAS D'IMPACT TOX		
Acide cyanhydrique	134	379	µg	PAS D'IMPACT TOX		
Benzène	39	88	µg	1,90E+03	7,41E-02	1,67E-01
Acrylonitrile	10	25	µg	3,35E+03	3,35E-02	8,38E-02
TOTAL					1,08E-01	2,60E-01

La valeur moyenne entre le minimum, 1,08 E-01 kg équ. DCB/cigarette, et le maximum, 2,60 E-01 kg équ. DCB/cigarette, a été retenue. Elle vaut : **0,18 kg équ. DCB/cigarette.**

L'impact du scénario de référence sur l'atteinte à la santé humaine, soit 1,93 kg équ. DCB/hab/an, « correspond » à l'inhalation du contenu d'environ 11 cigarettes.

▪ *Référence à un kilométrage parcouru en voiture*

La même modélisation que pour l'impact de la consommation de diesel sur l'épuisement des ressources non renouvelables et l'augmentation de l'effet de serre a été réalisée. Avec les mêmes hypothèses concernant le type de véhicule, les cycles de conduite et le type de carburant, l'impact sur la santé humaine de la production de diesel et de son utilisation dans un véhicule ont été estimées à **0,007 kg équ. DCB/km**.

L'impact du niveau de référence étant de 1,93 kg équ. DCB/hab/an, cela correspond aux impacts d'un trajet d'environ 275 km.

L'impact du scénario de référence sur l'atteinte à la santé humaine, soit 1,93 kg équ. DCB/hab/an, correspond pour ce même impact à la consommation et production de diesel pour un trajet d'environ 275 km en voiture.

Annexe II-6 : Version *Ex Ante* du questionnaire

QUESTIONNAIRE

Ce questionnaire est anonyme, et l'exploitation de ces données est destinée aux seules fins de recherche

Cette enquête est réalisée dans le cadre d'un travail de thèse.

Nous souhaitons recueillir l'avis de la population sur les impacts environnementaux de scénarios de gestion déchets la concernant.

A ce titre, nous menons une enquête reposant sur un questionnaire construit en trois phases :

- Une phase de présentation générale du sujet et de description des critères de choix qui sont l'objet de cette enquête.
- Une phase de choix entre plusieurs scénarios de gestion de déchets, au regard des critères définis dans la première phase.
- Une phase de questions complémentaires à l'enquête.

PHASE 1 : Sujet et impacts environnementaux

Notre enquête porte sur les impacts environnementaux des filières de gestion des ordures ménagères, votre poubelle « classique ».

La réduction des impacts environnementaux est un des enjeux en gestion des déchets. Or, il est rarement possible de pouvoir diminuer tous les impacts en même temps. Ainsi, dans le cadre d'une modification du système de traitement des ordures ménagères résiduelles d'une collectivité, les scénarios proposés vont réduire certains impacts mais en augmenter d'autres. Si le système actuel de gestion de déchets reste en place, les impacts resteront au niveau de référence, sans amélioration ni dégradation.

Nous faisons l'hypothèse que la collectivité concernée recouvre les coûts de gestion des déchets par la taxe d'enlèvement des ordures ménagères –TEOM (et non par la redevance).

Dans ce contexte, nous souhaitons connaître votre avis concernant des scénarios de gestion de déchets, au regard des quatre critères suivants :

- l'épuisement des ressources non renouvelables,
- l'atteinte à la santé humaine,
- l'augmentation de l'effet de serre,
- la TEOM, Taxe d'Enlèvement des Ordures Ménagères.

Les trois premiers sont des critères environnementaux, le dernier est un critère financier. Nous vous les présentons ci-après.

Concernant les critères environnementaux, les méthodes d'évaluation que nous utilisons mesurent **les impacts potentiels de la gestion des déchets**, en ramenant **tous les rejets et toutes les consommations du système étudié à une substance de référence propre à chaque impact. Les niveaux d'impacts exprimés dans cette unité de référence ne sont pas comparables d'un critère à l'autre** (ou entre les critères).

Épuisement potentiel des ressources naturelles non renouvelables

Les ressources naturelles non renouvelables concernent les minerais (fer, cuivre, ...) et les ressources fossiles comme le gaz, le pétrole ou encore le charbon. Le renouvellement de leur stock s'effectue à une échelle géologique, des millions d'années, qui dépasse largement l'échelle humaine. A l'échelle humaine, le stock de ces ressources ne peut que diminuer, voire être épuisé.

Les effets directs sont une moindre disponibilité de la ressource pour les générations futures, et les conséquences sont la nécessité de développer des technologies d'extraction plus performantes, ou encore de trouver des produits de substitution à ces matières non renouvelables.

La substance de référence pour cet impact est l'Antimoine (Sb). L'épuisement des ressources non renouvelables s'exprime donc en kg équivalent Sb. L'antimoine est un élément chimique métallique, présent naturellement dans la croûte terrestre. C'est une ressource naturelle non renouvelable, considérée comme faisant partie des plus rares sur Terre.

Le schéma de la page suivante représente la chaîne de cause à effet pour l'impact *épuisement des ressources naturelles non renouvelables*

Epuisement des ressources naturelles

ANNEXES CHAPITRE II

Ressources fossiles



pétrole



gaz



charbon

Minerais



Extraction et Consommation



Epuisement des réserves



Accroissement des coûts



Baisse de la capacité à satisfaire les besoins



Augmentation potentielle de l'effet de serre

L'effet de serre est un phénomène naturel qui correspond à l'absorption par l'atmosphère du rayonnement Infra Rouge (IR) émis par la surface de la Terre. Ces rayons IR sont interceptés et rabattus vers le sol par certains gaz présents naturellement dans l'atmosphère comme la vapeur d'eau, le dioxyde de carbone (CO₂), etc...Ce mécanisme permet de maintenir une température moyenne de 15°C pour la Terre.

Les activités humaines comme la combustion du charbon, du pétrole et du gaz émettent des gaz dans l'atmosphère. L'augmentation de la concentration dans l'atmosphère de ces gaz à effet de serre conduit au réchauffement climatique. Les principaux effets du réchauffement climatique sont :

- une élévation globale de la température du globe,
- une élévation du niveau des océans,
- une fonte des neiges accrue,
- des déplacements de zones climatiques.

Cet impact s'exprime en kg équivalent CO₂ (dioxyde de carbone). Le dioxyde de carbone, aussi appelé gaz carbonique, est naturellement présent dans l'atmosphère. Les activités humaines (industries, ...) sont fortement émettrices de CO₂ dans l'atmosphère. Le CO₂ constitue le principal gaz contributeur de l'augmentation de l'effet de serre.

Le schéma de la page suivante représente la chaîne de cause à effet pour l'impact potentiel *augmentation de l'effet de serre*.

Augmentation de l'effet de serre

Une partie des rayonnements solaires traverse l'atmosphère

Une partie des rayonnements est renvoyée vers l'espace par rayonnement infrarouge



Conséquences de l'augmentation des gaz à effet de



Sécheresses plus fréquentes



Augmentation des phénomènes climatiques extrêmes



Précipitations plus marquées



Fonte des glaces et élévation du niveau des océans

Atteinte potentielle à la santé humaine

Le rejet de substances toxiques dans l'environnement peut avoir des effets sur la santé humaine, soit par exposition directe, dans le cas d'inhalation de substances nocives, soit par exposition indirecte, dans le cas d'ingestion de végétaux ou d'animaux contaminés. L'exposition directe ou indirecte à ces substances, et selon une certaine dose, peut porter atteinte :

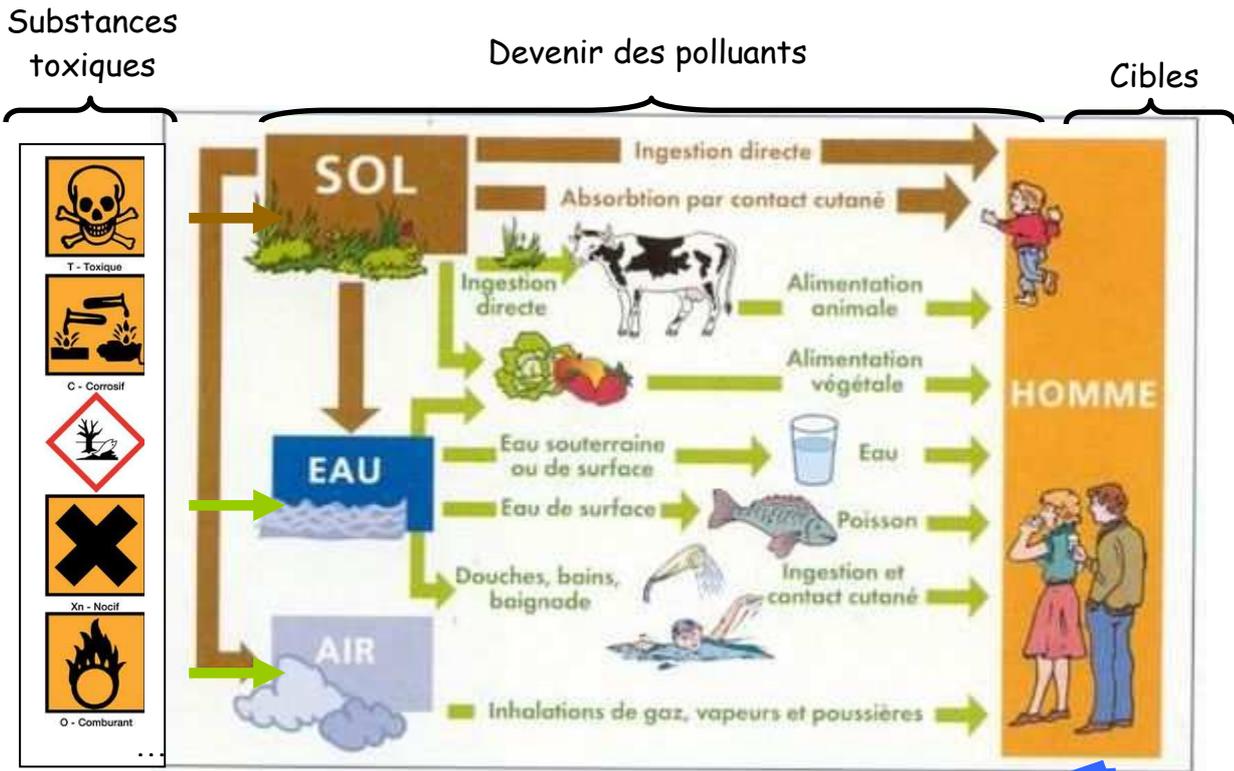
- au système respiratoire,
- au système digestif,
- au système circulatoire,
- et aux autres organes vitaux.

Selon leur gravité, ces troubles peuvent engendrer des maladies (troubles respiratoires, cancers, affections chroniques, etc...).

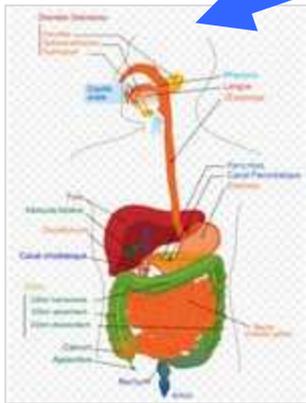
La substance de référence pour cet impact est le Dichlorobenzène (DCB). L'atteinte à la santé humaine s'exprime donc en kg équivalent DCB. Cette substance est classée par l'Union Européenne comme potentiellement cancérigène pour l'Homme.

Le schéma suivant représente la chaîne de cause à effet pour l'impact de *l'atteinte potentielle à la santé humaine* :

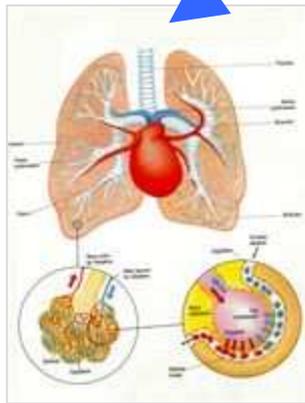
Atteinte à la santé humaine



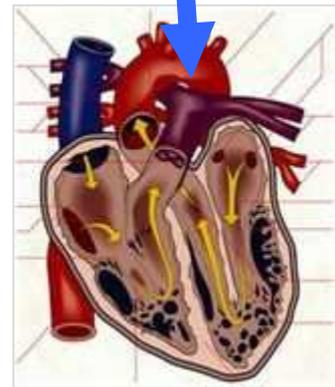
Atteinte des organes cibles



Système digestif



Système respiratoire



Système cardio-vasculaire

Maladies (troubles respiratoires, cancers, affections chroniques, ...)

Taxe d'Enlèvement des Ordures Ménagères

La TEOM, ou Taxe d'Enlèvement des Ordures Ménagères, couvre les coûts du service de collecte et de traitement des ordures ménagères. C'est un impôt prélevé avec la taxe foncière sur les propriétés bâties, qui se paie une fois par an. Tout occupant d'un logement paie de manière directe ou indirecte la TEOM, sauf s'il est soumis à la redevance d'enlèvement des ordures ménagères, la REOM. La TEOM est payée directement par le propriétaire du logement avec la taxe foncière, qui répercute ensuite le montant de cette taxe à ses éventuels locataires.

Le montant de cette taxe est fonction de la valeur locative brute du logement et du taux d'imposition.

- La valeur locative brute est fonction des différentes caractéristiques intrinsèques du logement et de sa superficie.
- Le taux d'imposition est déterminé par la collectivité en charge de l'élimination de vos ordures ménagères. Il est revu à la hausse lorsque la collectivité veut augmenter la TEOM.

A titre indicatif, le montant moyen de la TEOM payé par un ménage français est de l'ordre de 100 €/ménage/an.

Le schéma suivant vous montre où trouver sur votre taxe foncière la valeur locative brute de votre logement, le taux de TEOM appliqué par votre collectivité, ainsi que votre montant de TEOM.

AVIS D IMPOSITION

TAXES FONCIERES

2005

DÉPARTEMENT 630 PUY-DE-DOME COMMUNE

DÉTAIL DU CALCUL DES COTISATIONS

	Commune	Syndicat de communes	Inter-communalité	Département	Région	Taxe spéciale d'équipement	Ordures ménagères
Taux 2004	13,23 %	%	%	10,76 %	2,79 %	0,106 %	16,80 %
Taux 2005	13,23 %	%	%	11,08 %	3,63 %	0,109 %	15,07 %
Adresse							
Base	1598			1598	1598	1598	1598
Cotisation	211			177	58	2	241
Adresse							
Base							
Cotisation							
Total des cotisations	En 2004	208		169	44	2	264
	En 2005	211		177	58	2	241
Variation en %	+1,44 %	%	%	+4,73 %	+31,82 %	0 %	-8,71 %

Valeur locative brute de votre logement

Taux d'imposition pour la TEOM

Montant de TEOM

PHASE 2 : Choix successifs de scénarios

Nous allons maintenant vous demander de choisir successivement des scénarios de gestion de déchets, selon les quatre critères présentés précédemment :

- l'épuisement des ressources non renouvelables,
- l'atteinte à la santé humaine,
- l'augmentation de l'effet de serre,
- la TEOM- Taxe d'Enlèvement des Ordures Ménagères.

Nous vous demandons pour cet exercice de vous mettre en situation. **Les scénarios que nous allons vous proposer sont hypothétiques.**

Nous allons vous présenter **6 situations de choix successives et indépendantes.** Pour chaque situation, il vous est demandé de choisir **un seul scénario parmi trois possibilités** qui sont le *Statu Quo*, et deux scénarios A et B avec des niveaux d'impacts environnementaux différents. Chaque scénario est associé à un niveau de TEOM pour le ménage.

Vous avez donc la possibilité de choisir soit une des deux alternatives A ou B, soit le *Statu Quo*, qui correspond à la situation « actuelle » où la collectivité ne modifie pas sa filière de traitement des déchets. Pour le *Statu Quo*, le montant de la TEOM et les niveaux d'impact restent inchangés.

Les niveaux d'impact de chaque scénario sont représentés par des flèches montantes pour une augmentation de l'impact (donc une dégradation de l'environnement), descendantes pour une diminution de l'impact (donc une amélioration de l'environnement), et par un signe « égal » quand il n'y a pas d'évolution. Les niveaux du *Statu Quo* sont donc tous caractérisés par des signes « égal ».

Nous avons situé les niveaux du *Statu Quo* par rapport à d'autres activités humaines ayant un impact soit sur l'épuisement des ressources naturelles, soit sur l'augmentation de l'effet de serre, soit sur l'atteinte à la santé humaine.

Nous précisons que les niveaux d'impact des scénarios sont exprimés par habitant et par an.

Dans ce contexte, nous vous demandons d'indiquer sur chacune des 6 cartes qui vous sont présentées, le scénario que vous préférez. Il n'y a pas de bonnes ou de mauvaises réponses, vous devez seulement exprimer votre choix sur chaque carte.

PHASE 3 : Questions complémentaires à l'enquête

Afin de nous aider dans l'interprétation des résultats, nous allons vous poser quelques questions complémentaires à l'enquête. Merci de répondre en toute franchise et de manière spontanée.

Nous rappelons que ces réponses sont anonymes et que cette enquête s'inscrit dans le cadre d'un travail de thèse.

1- Quelle est l'affirmation qui correspond le mieux à la façon dont vous avez effectué vos choix :

- J'ai choisi l'alternative qui offre le meilleur ratio « réduction d'impacts/augmentation de la taxe »
- J'ai choisi l'alternative la moins coûteuse
- J'ai choisi selon un critère environnemental qui me semblait plus important que les autres. Si oui, lequel ?
 - L'augmentation de l'effet de serre
 - L'épuisement des ressources naturelles
 - L'atteinte à la santé humaine
- J'ai adopté une autre logique de choix
Laquelle ? _____
- Je n'ai pas de logique de choix

2- Comment avez-vous jugé cet exercice de choix ? C'est une tâche :

- Très facile
- Facile
- Ni facile, ni difficile
- Difficile
- Très difficile
- Ne se prononce pas

3- Avez-vous l'impression d'être informé, au travers des médias, sur les problématiques environnementales suivantes :

- l'augmentation de l'effet de serre

ANNEXES CHAPITRE II

- Bien informé
- Assez bien informé
- Assez mal informé
- Mal informé

- Pas informé
- Ne se prononce pas

- l'épuisement des ressources naturelles

- Bien informé
- Assez bien informé
- Assez mal informé
- Mal informé

- Pas informé
- Ne se prononce pas

- l'atteinte à la santé humaine

- Bien informé
- Assez bien informé
- Assez mal informé
- Mal informé

- Pas informé
- Ne se prononce pas

4- Avez-vous accompli l'une des actions suivantes au cours du dernier mois **pour des raisons environnementales et non économiques?** (Plusieurs réponses possibles)

- Trier vos déchets pour le recyclage
 - OUI
 - NON

ANNEXES CHAPITRE II

- Ne se prononce pas
- Faire attention à vos consommations d'eau ou d'énergie
 - OUI
 - NON
 - Ne se prononce pas

ANNEXES CHAPITRE II

- Acheter des denrées alimentaires et des produits locaux
 - OUI
 - NON
 - Ne se prononce pas

 - Acheter des produits avec un label environnemental (*AB, NF-environnement, Eco-label européen, label bois FSC, ...*)
 - OUI
 - NON
 - Ne se prononce pas

 - Réduire l'impact environnemental de vos déplacements quotidiens comme le trajet domicile-travail (*diminution de l'utilisation de la voiture, utilisation des transports en commun, du vélo, marche, ...*)
 - OUI
 - NON
 - Ne se prononce pas

 - Autres actions
 - OUI, laquelle : _____
 - NON
 - Ne se prononce pas
- 5-** De manière générale, vous considéreriez-vous à l'égard de l'environnement comme quelqu'un de:
- Très sensible
 - Assez sensible
 - Peu sensible
 - Pas du tout sensible
 - Ne se prononce pas
- 6-** Etes-vous ou avez-vous déjà été soumis, à proximité de votre lieu d'habitation, à des nuisances telles que le bruit, des odeurs, une gêne visuelle, liées à **une installation de traitement de déchets** ?
- OUI
 - NON
 - Ne se prononce pas

7- Etes-vous ?

- Un homme
- Une femme

8- Quel est votre âge ?

9- Quel est votre niveau d'études ?

- Niveau inférieur au bac
- Niveau Bac
- Bac +1 à Bac +3
- Bac +4 à Bac +5
- plus

10- Quelle est votre catégorie socioprofessionnelle ?

- Agriculteurs exploitants
- Artisans, commerçants, chefs d'entreprise
- Cadres et cadres supérieurs
(Cadres de la fonction publique, cadres en entreprise, ingénieurs, professions libérales...)
- Professions intermédiaires
(Professeurs des écoles, techniciens, agents de maîtrise,...)
- Employés
(Agents de service de la fonction publique, employés administratifs, de commerce, ...)
- Ouvriers (y compris agricoles)
- Inactifs ayant déjà travaillé
(dont retraités)
- Autres sans activité professionnelle
(Chômeurs, en recherche d'emploi, au foyer)
- Etudiants

11- Concernant votre logement, êtes-vous :

- Propriétaire

ANNEXES CHAPITRE II

Locataire

12- Depuis combien de temps occupez-vous ce logement ?

13- Quelle est la superficie moyenne de votre logement ?

14- Etes-vous soumis à la Taxe (TEOM) ou à la Redevance (REOM) d'enlèvement des ordures ménagères ?

Taxe - TEOM

Redevance – REOM

Ne sait pas

15- Connaissez-vous le montant annuel de TEOM (ou REOM) que votre foyer paie ?

16- Combien de personnes composent votre foyer?

- Nombre d'adultes _____

- Nombre d'enfants _____

17- Quel est le revenu mensuel de votre foyer ?

< 1 500 €

[1 500 €- 3 500 €]

[3 500 €- 5 000 €]

> 5 000 €

Merci d'avoir participé à cette enquête

ANNEXE II-7 : Questions de connaissances pour le groupe *Ex Post* uniquement

7- Quelles sont, selon vous, les conséquences attendues de l'augmentation de l'effet de serre?

	OUI	NON	Ne sait pas
Une élévation de la température du globe			
Des éruptions volcaniques			
Une élévation du niveau des océans			
Des séismes			
Une fonte des neiges accrue			
Des tsunamis			
Des périodes de sécheresse accrues			

8- Quelles sont, selon vous, les ressources naturelles non renouvelables à l'échelle de vie humaine?

	OUI	NON	Ne sait pas
Cuivre			
Bois			
Pétrole			
Aluminium			
Gaz naturel			

9- Parmi les substances suivantes, lesquelles sont toxiques selon vous ?

	OUI	NON	Ne sait pas
Ammoniac			
Azote			
Dioxines			
Dioxyde de carbone			
Mercure			
Oxygène			
Plomb			

10- Quel est actuellement le nombre estimé d'années de réserve du pétrole dans le monde?

- Une dizaine d'années
- Une cinquantaine d'années
- Une centaine d'années
- Ne sait pas

ANNEXES CHAPITRE II

11- Parmi les gaz suivants, quels sont ceux qui, selon vous, contribuent à l'augmentation de l'effet de serre ?

	OUI	NON	Ne sait pas
Azote (N)			
Dioxyde de carbone (CO ₂)			
Dioxygène (O ₂)			
Méthane (CH ₄)			
Monoxyde de carbone (CO)			

12- Selon vous, quelles maladies peuvent-être liées à des problèmes de pollution de l'environnement par des substances toxiques?

	OUI	NON	Ne sait pas
Cancer du poumon			
Cancer du sein			
Grippe			
Hépatite A			
Paludisme			
Saturnisme			
Sida			

ANNEXES CHAPITRE II

ANNEXE II-8 : Présentation aléatoire des cartes de choix

► Bloc B₁ de cartes de choix

	rank.Rank.1	rank.Rank.2	rank.Rank.3	rank.Rank.4	rank.Rank.5	rank.Rank.6
Panelist 1	1	5	6	2	4	3
Panelist 2	3	5	6	1	4	2
Panelist 3	5	2	4	1	6	3
Panelist 4	1	4	2	3	5	6
Panelist 5	5	3	4	6	1	2
Panelist 6	1	2	5	4	6	3
Panelist 7	2	3	4	6	1	5
Panelist 8	2	3	6	5	1	4
Panelist 9	4	5	3	6	2	1
Panelist 10	1	4	3	2	5	6
Panelist 11	1	3	5	2	6	4
Panelist 12	3	1	6	4	2	5
Panelist 13	1	5	4	6	2	3
Panelist 14	4	1	6	5	3	2
Panelist 15	4	5	6	2	3	1
Panelist 16	2	6	1	4	5	3
Panelist 17	5	1	2	4	3	6
Panelist 18	5	6	3	4	2	1
Panelist 19	6	2	4	3	5	1
Panelist 20	4	2	6	1	5	3
Panelist 21	2	4	6	5	1	3
Panelist 22	6	5	1	3	2	4
Panelist 23	4	6	2	1	5	3
Panelist 24	5	6	2	3	4	1
Panelist 25	3	4	2	6	5	1
Panelist 26	4	5	3	6	1	2
Panelist 27	1	4	6	5	3	2
Panelist 28	5	2	3	1	6	4
Panelist 29	4	5	1	2	6	3
Panelist 30	2	6	4	3	1	5
Panelist 31	5	4	6	1	3	2
Panelist 32	2	1	3	5	4	6
Panelist 33	6	3	5	2	1	4
Panelist 34	2	1	3	4	6	5
Panelist 35	6	4	1	3	2	5
Panelist 36	3	6	5	2	4	1
Panelist 37	5	1	3	6	4	2
Panelist 38	3	4	5	1	2	6
Panelist 39	4	1	3	2	5	6
Panelist 40	6	3	5	1	2	4
Panelist 41	4	2	1	3	6	5
Panelist 42	6	3	1	5	4	2
Panelist 43	3	2	1	4	5	6
Panelist 44	1	6	2	4	3	5
Panelist 45	1	6	4	3	2	5
Panelist 46	5	2	3	1	6	4
Panelist 47	6	1	4	5	3	2
Panelist 48	4	2	1	6	3	5
Panelist 49	3	1	2	6	5	4

ANNEXES CHAPITRE II

➤ Bloc B₂ de cartes de choix

	rank.Rank.1	rank.Rank.2	rank.Rank.3	rank.Rank.4	rank.Rank.5	rank.Rank.6
Panelist 1	4	1	2	3	5	6
Panelist 2	5	2	4	1	3	6
Panelist 3	2	6	5	1	3	4
Panelist 4	3	2	6	5	1	4
Panelist 5	4	1	5	2	3	6
Panelist 6	6	3	1	2	4	5
Panelist 7	4	6	3	5	2	1
Panelist 8	2	5	6	4	3	1
Panelist 9	2	3	5	4	1	6
Panelist 10	6	1	5	3	4	2
Panelist 11	4	5	1	2	6	3
Panelist 12	1	3	2	5	6	4
Panelist 13	5	3	6	1	4	2
Panelist 14	5	4	1	6	3	2
Panelist 15	2	6	1	4	3	5
Panelist 16	3	6	2	1	5	4
Panelist 17	5	1	2	4	6	3
Panelist 18	3	1	5	4	6	2
Panelist 19	2	3	6	5	1	4
Panelist 20	4	5	3	1	2	6
Panelist 21	3	5	2	6	4	1
Panelist 22	1	6	2	3	4	5
Panelist 23	2	4	1	3	5	6
Panelist 24	5	3	1	4	6	2
Panelist 25	2	6	5	3	4	1
Panelist 26	4	2	5	6	1	3
Panelist 27	6	4	2	1	5	3
Panelist 28	5	4	3	2	1	6
Panelist 29	2	5	1	6	3	4
Panelist 30	1	5	2	4	3	6
Panelist 31	6	1	3	4	2	5
Panelist 32	6	2	4	3	5	1
Panelist 33	4	3	5	6	1	2
Panelist 34	3	4	5	1	6	2
Panelist 35	1	2	3	6	5	4
Panelist 36	1	5	6	2	4	3
Panelist 37	1	2	4	6	5	3
Panelist 38	3	5	4	6	2	1
Panelist 39	4	1	6	3	2	5
Panelist 40	4	6	5	2	3	1
Panelist 41	6	4	3	1	5	2
Panelist 42	2	4	6	5	3	1
Panelist 43	3	2	1	5	6	4
Panelist 44	5	6	3	2	1	4
Panelist 45	6	4	3	1	2	5
Panelist 46	3	2	6	1	4	5
Panelist 47	6	1	3	5	4	2
Panelist 48	3	2	1	6	4	5
Panelist 49	1	6	4	2	5	3
Panelist 50	1	3	4	2	6	5

ANNEXE II-9 : Support pour orientation du débriefing

Orientation du débriefing

Vos remarques et critiques sont les bienvenues. N'hésitez pas à me faire part de tout ce qui vous passe par la tête concernant ce questionnaire.

Des questions de suivi :

- difficulté des choix, du questionnaire
- longueur du questionnaire : nombre de choix à effectuer, temps de lecture des informations.
- Autres remarques ?

La description des impacts et attributs :

- A-t-elle aidé vos choix (facilité la compréhension et les enjeux) ?
- Pensez-vous qu'elle vous a orienté/ influencé ?

Les choix :

- degré d'abstraction ?
 - intérêt et compréhension de l'échelle/ des représentations imagées ?
 - Trop d'information (valeurs absolues + pourcentages + flèches...)?
- Complexité ?
- Part de la TEOM / taxe dans vos choix ?
 - Et des autres impacts ? Interactions entre les impacts (effet de serre dans sa finalité peut porter atteinte à la santé humaine) ?
 - Nombre de choix successifs à effectuer ? lassitude ? fatigue ?

Le questionnaire en lui-même :

Sensation de gêne en répondant à ce questionnaire :

- se positionner sur des choses trop complexes (ce n'est pas à moi d'arbitrer là-dessus) ?
- Pourquoi me demande-t-on de répondre à ce genre de questions ?
- Je n'ai pas envie de répondre à ce genre de questions !

ANNEXES CHAPITRE II

ANNEXE III-1 : Hypothèses sur le traitement biologique➤ **Performances des traitements biologiques**

Performances des traitements biologiques	
Flux entrants sur les scénarios	
Taux de M.S. (Matière sèche) des Déchets Verts (DV)	50 à 60%
Taux de M.S. des biodéchets	45%
Taux de M.S. des OMR (après tri des refus)	50%
Scénario 1	
Taux de dégradation de la M.S. sur co-compostage/maturation d'OMR	35%
Taux de dégradation de la M.S. sur co-compostage/maturation de DV	10%
Apport structurant DV sur co-compostage-maturation OMR	50% du flux d'OMR
Taux de M.S. dans le compost non affiné	50%
Scénario 2	
Taux de dégradation de la M.S. en digestion anaérobie d'OMR	30%
Taux de M.S. du digestat	33%
Apport structurant DV sur co-compostage-maturation de digestat d'OMR	67% du digestat
Taux de dégradation de la M.B. en co-compostage digestat d'OMR/DV	25%
Rendement de production de biogaz	135 Nm ³ /t
Scénario 3	
Taux de dégradation de la M.S. sur co-compostage/maturation de biodéchets	35%
Taux de dégradation de la M.S. sur co-compostage/maturation de DV	10%
Apport structurant DV sur co-compostage-maturation biodéchets	50% du flux de biodéchets
Taux de M.S. dans le compost non affiné	50%
Scénario 4	
Apport structurant DV sur co-digestion de biodéchets	90% du flux de biodéchets
Taux de dégradation de la M.B. en digestion anaérobie de biodéchets	30%
Taux de dégradation de la MB en compostage-maturation	20%
Rendement de production de biogaz	135 Nm ³ /t

ANNEXES CHAPITRE III

➤ **Consommations énergétiques des traitements biologiques**

Consommations énergétiques des étapes de traitement biologique					
Paramètres	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4	Unité
Données consommations carburant communes aux différentes étapes de traitement					
Densité carburant	0,845				-
Type de chargement	manuel				-
Consommation chargeur	12				l/h
Rendement chargeur Compostage/Maturation	140				m ³ /h
Données consommations carburant pour l'étape de compostage-maturation					
Densité des déchets entrants	0,5	0,5	0,55	0,6	
Nombre de chargements/déchargements	2				-
Consommation Chargeur- (dé) chargement	$\frac{\text{Tonnage entrant}}{\text{densité}} \times \text{Conso chargeur} \times \text{densité carburant} \times 2$				
Nombre de retournements	12	7	12	6	Nb/semaine
Consommation Retournement	$\frac{\text{Tonnage entrant}}{\text{densité}} \times \text{Conso chargeur} \times \text{densité carburant} \times \text{Nb retournmt}$				
Données consommations carburant pour l'étape de stockage					
Densité des déchets entrants	0,6	0,6	0,65	0,6	
Rendement chargeur stockage					
- Chargement	70				m ³ /h
- Déchargement	220				
Consommation Chargement	$\frac{\text{Tonnage entrant}}{\text{densité}} \times \text{Conso chargeur} \times \text{densité carburant}$				
Consommation Déchargement	$\frac{\text{Tonnage entrant}}{\text{densité}} \times \text{Conso chargeur} \times \text{densité carburant}$				
Données consommations électriques					
Consommation électricité Digestion anaérobie	-	35	-	35	kWh/t
Consommation électricité Compostage – Aération	40	30	40	30	kWh/t
Consommation électricité Maturation aération	10				kWh/t

NB : la densité est supposée varier sensiblement entre l'entrée en compostage et l'entrée en maturation, mais cela n'a pas été appliqué identiquement à chaque scénario. Cela dit, les ordres de grandeur restent les mêmes.

ANNEXES CHAPITRE III

ANNEXE III-2 : Hypothèses sur le traitement mécanique

Consommation énergétiques des étapes de traitement mécanique					
	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4	Unité
<i>Paramètres communs</i>					
Densité Carburant	0,845				-
<i>Réception des déchets</i>					
Densité du déchet entrant	0,35		0,4		-
Type de réception	Dalle				-
<i>Alimentation de la chaîne de traitement</i>					
Type d'alimentation	Chargeur (véhicule)				
Consommation Chargeur	12				l/h
Rendement Chargeur	120				m ³ /h
Temps de fonctionnement Chargeur	$\frac{\text{Tonnage entrant}}{\text{Densité} \times \text{Rendement chargeur}}$				h/an
Consommation carburant Chargeur	$\text{Temps fonctionnement} \times \text{Consommation Chargeur} \times \text{Densité}$				kg/an
<i>Gestion des déchets sur la dalle de réception</i>					
Type d'équipement	Pelle télescopique	Chargeur	Pelle télescopique		-
Consommation équipement	9	12	9		l/h
Rendement équipement	250	120	250		
Temps de fonctionnement équipement	$\frac{\text{Tonnage entrant}}{\text{Densité} \times \text{Rendement équipement}}$				h/an
Consommation carburant équipement	$\text{Temps fonctionnement} \times \text{Consommation équipement} \times \text{Densité}$				kg/an
<i>Préparation-Tri</i>					
Densité du déchet entrant	0,35		0,40		-
<i>Tri des déchets</i>					
Type d'équipement	Crible, overband, tapis convoyeurs				-
Consommation Equipements principaux	7				kWh/t
Coefficient correcteur	0,35				-
Consommation électricité	$(1 + \text{coefficient correcteur}) \times \text{Consommation électricité} \times \text{tonnage entrant} \times 3,6$				MJ/an
	1,075. 10 ⁶		2,041.10 ⁵		MJ/an
<i>Préparation des déchets</i>					
Type d'équipement	Broyeur				-
Consommation Broyeur	-	-	1,25		l/t
Consommation Carburant	-	-	6 340		kg/an
<i>Affinage</i>					
Type d'équipement	Trommel				-
Consommation Trommel	0,35				l/t
Consommation Carburant	4 440	5 840	1 530	1 560	kg/an

ANNEXES CHAPITRE III

ANNEXE III-3 : Bilans matière des scénarios de gestion d'OMR

➤ **Scénario 1**

Bilan matière compostage				
	OMR à 50 % de M.S.		Structurant D.V. à 40% de M.S.	
	H2O (t)	MS (t)	H2O (t)	MS (t)
Entrée compostage	7 425	7 425	4 455	2 970
Taux de dégradation de la M.S.		0,35		0,1
Sortie compostage		4 826		2 673
Arrondi sortie compostage		4 830		2 670
M.S. totale en sortie compostage		7 500		
Taux de M.S. dans compost non affiné		0,5		
Compost brut non affiné		15 000		
Taux de dégradation global de la M.B.		0,33		

	Flux OMR (t/an)	Structurant DV (t/an)	Compost non affiné (t/an)	Compost affiné (t/an)	Refus (t/an)	Métaux (t/an)
Etape de préparation –Tri						
Entrée prépa Ti	31 600					
Sortie Prépa Tri	14 850	0	0	0	15800	950
Etape de compostage						
Entrée Compostage	14 850	7425				
Sortie Compostage			15 000			
Etape d'affinage						
Entrée Affinage			15 000			
Sortie Affinage				10 000	5 000	

ANNEXES CHAPITRE III

➤ Scénario 2

Bilan matière Traitements biologiques				
	OMR à 50 % de M.S.		Structurant D.V. à 40% de M.S.	
	H2O (t)	MS (t)	H2O (t)	MS (t)
Etape de digestion anaérobie				
Entrée Digestion anaérobie	7 425	7 425		
Taux de dégradation de la M.S.		0,3		
Sortie – Digestat		5198		
Arrondi sortie – Digestat		5 200		
Taux de M.S. dans le digestat		0,33		
Digestat brut		15757,57576		
Arrondi digestat brut		15 760		
Etape de compostage				
Ratio structurant/déchets entrants				0,67
Quantité totale apport structurant				10559
Arrondi quantité structurant				10 560
Entrants en compostage (nb : digestat à 33% de M.S)	10 560	5200	6336	4224
Tonnage global de M.B. entrant en compostage			26 320	
Taux de dégradation global de la M.B.			0,25	
Tonnage de compost brut non affiné			19740	

	Flux OMR (t/an)	Structurant DV (t/an)	Digestat brut (t/an)	Compost non affiné (t/an)	Compost affiné (t/an)	Refus (t/an)	Métaux (t/an)
Etape de préparation –Tri							
Entrée prépa Tri	31 600						
Sortie Prépa Tri	14 850	0		0	0	15800	950
Etape de digestion anaérobie							
Entrée Digesteur	14 850						
Sortie Digesteur			15 760				
Etape de compostage							
Entrée Compostage		10 560	15 760				
Sortie Compostage				19 740			
Etape d'affinage							
Entrée Affinage				19 740			
Sortie Affinage					13 160	6 580	

ANNEXES CHAPITRE III

➤ Scénario 3

Bilan matière compostage				
	biodéchets à 45 % de M.S.		Structurant D.V. à 50% de M.S.	
	H2O (t)	MS (t)	H2O (t)	MS (t)
Entrée compostage	2 750	2 250	1250	1250
Taux de dégradation de la M.S.		0,35		0,1
Sortie compostage		1462		1125
Arrondi sortie compostage		1460		1120
M.S. totale en sortie compostage		2580		
Taux de M.S. dans compost non affiné	0,5			
Compost brut non affiné	5160			
Taux de dégradation global de la M.B.	0,31			

	Flux biodéchets (t/an)	Structurant DV (t/an)	Compost non affiné (t/an)	Compost affiné (t/an)	Refus (t/an)	Métaux (t/an)
Etape de préparation –Tri						
Entrée prépa Ti	6 000					
Sortie Prépa Tri	5 000	0	0	0	960	40
Etape de compostage						
Entrée Compostage	5 000	2500				
Sortie Compostage			5 160			
Etape d'affinage						
Entrée Affinage			5 160			
Sortie Affinage				3 440	1 720	

ANNEXES CHAPITRE III

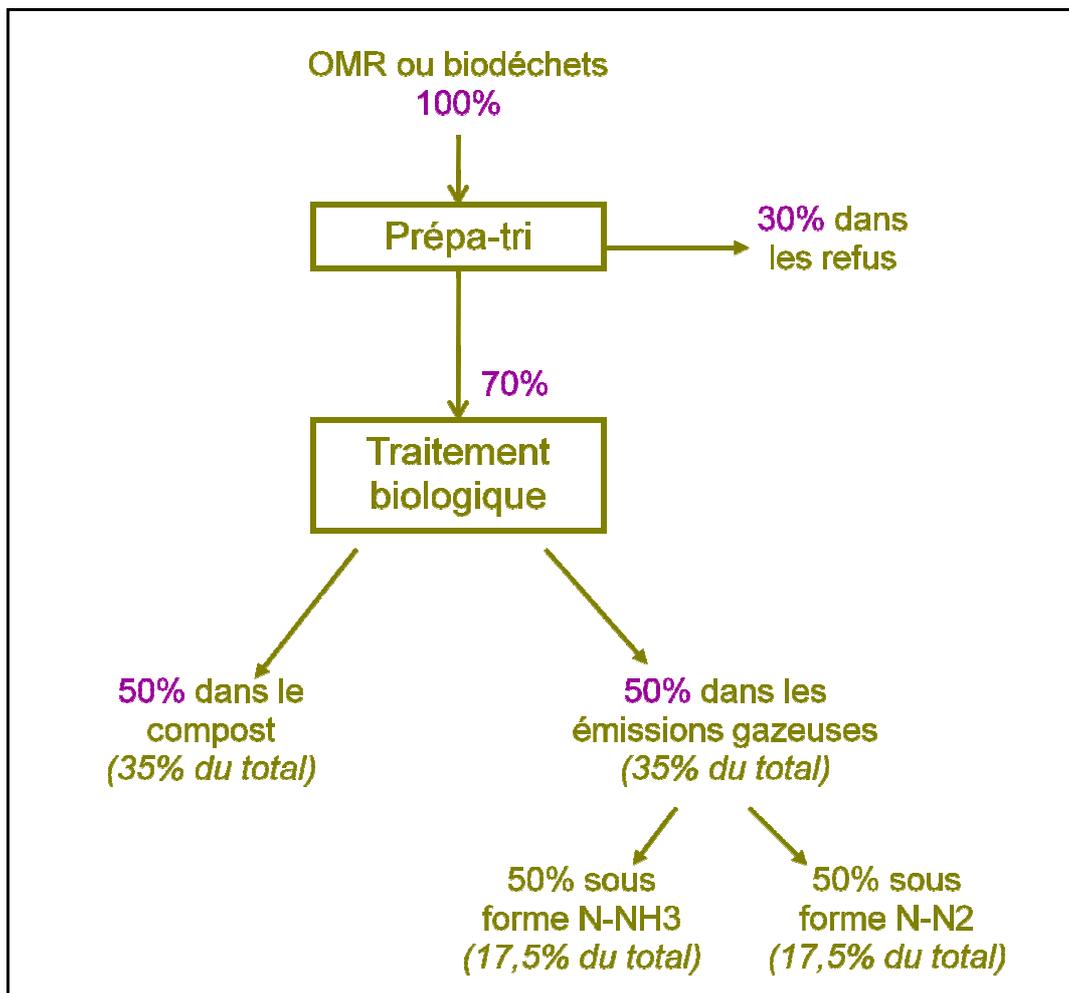
➤ Scénario 4

Bilan matière Traitements biologiques				
	Biodéchets à 45 % de M.S.		Structurant D.V. à 50% de M.S.	
	H2O (t)	MS (t)	H2O (t)	MS (t)
Etape de digestion anaérobie				
Ratio structurant/déchets entrants	environ 0,9			
Entrée Digestion anaérobie	2 750	2 250	2300	2300
Taux de dégradation global de la M.B. en digestion anaérobie	0,3			
Sortie – Digestat Brut	6720			
Arrondi sortie – Digestat Brut	6 700			
Etape de compostage				
Tonnage global de M.B. entrant en compostage	6 700			
Taux de dégradation global de la M.B.	0,2			
Tonnage de compost brut non affiné	5360			

	Flux OMR (t/an)	Structurant DV (t/an)	Digestat brut (t/an)	Compost non affiné (t/an)	Compost affiné (t/an)	Refus (t/an)	Métaux (t/an)
Etape de préparation –Tri							
Entrée prépa Ti	6 000						
Sortie Prépa Tri	5 000	0		0	0	960	40
Etape de digestion anaérobie							
Entrée Digesteur	5 000	4 600					
Sortie Digesteur			6 700				
Etape de compostage							
Entrée Compostage			6 700				
Sortie Compostage				5 360			
Etape d'affinage							
Entrée Affinage				5 360			
Sortie Affinage					3 573	1 787	
Arrondi Affinage					3 570	1 790	

ANNEXE III-4 : Bilan du contenu azote au cours du traitement

➤ Schéma du devenir de l'azote au cours du traitement des déchets



➤ Bilan matière en azote au cours du traitement des déchets

Flux de déchets	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4
<i>Intrants</i>				
OMR	347,6 t	347,6 t	-	-
Biodéchets	-		173,8 t	173,8 t
OMr	-		173,8 t	173,8 t
<i>Emissions gazeuses (avant traitement)</i>				
N	100t	131,6 t	34,4 t	35,7 t
dont NH ₃	61 t	80 t	21 t	22 t
dont N ₂	50 t	66 t	17 t	18 t
<i>Sous-produits et refus</i>				
Compost	100 t	131,6 t	34,4 t	35,7 t
Refus	147,6t	84,4 t	105 t	102,4 t

ANNEXE III-5 : Hypothèses sur la récupération des métaux

Bilan matière récupération des métaux ferreux et non-ferreux				
Flux de matières	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4
Métaux récupérés sur TMB et traitements biologiques	948 t		60 t	
- dont aluminium	95 t		6 t	
- dont métaux ferreux	853 t		54 t	
Aluminium substitué	47 t		3 t	
Fer substitué	426 t		27 t	

ANNEXE III-6 : Hypothèses sur l'incinération des refus

➤ Composition des déchets pour laquelle le *process* incinérateur est paramétré

Composition des déchets sur le process <i>RER : municipal waste de la version 4.0 de Gabi</i>	
<i>Flux de déchets</i>	<i>Proportion</i>
Fraction organique	34 %
Papiers	26 %
Textiles	20 %
Plastiques	9 %
Verre	9 %
Autres (inertes)	2 0%

➤ Consommations et production d'énergie sur l'incinérateur

Consommations, émissions et production énergétique de l'incinérateur						
Flux	Scénario 0	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4	Unités
Vapeur produite sur l'UIOM	148,6.10 ⁶	97,8.10 ⁶	105,2.10 ⁶	132,9.10 ⁶	133,3.10 ⁶	MJ/an
Electricité produite et substituée	7,7.10 ⁶	5,1.10 ⁶	5,4.10 ⁶	6,9.10 ⁶	6,9.10 ⁶	MJ/an
Chaleur substituée	141,1.10 ⁶	92,9.10 ⁶	100,0. 10 ⁶	126,3. 10 ⁶	126,6. 10 ⁶	MJ/an
Rejet de CO2 fossile	7 762					t/an
Rejet de CO2 biogénique	18 075	5 427		9 100	11 551	t/an
Autres rejets et consommations	Non paramétrables, issues du process <i>RER : waste incineration</i>					-

ANNEXE III-7 : Hypothèses sur la valorisation du biogaz➤ **Hypothèses liées à la combustion du biogaz en torchère**

Hypothèses sur la combustion en torchère du biogaz	
Paramètres	Valeurs
Masse de CH ₄ contenue dans 1 Nm ³ de biogaz (arrivant en torchère)	0,429 kg
Masse de CO ₂ contenue dans 1 Nm ³ de biogaz (arrivant en torchère)	0,786 kg
Masse de CH ₄ rejetée après combustion en torchère d'1Nm ³ de biogaz	0,00429 (1% du CH ₄)
Masse de CH ₄ oxydée après combustion en torchère d'1Nm ³ de biogaz	0,42471 kg
Masse de CO ₂ rejetée après combustion en torchère du CH ₄ contenu dans 1Nm ³ de biogaz	1,1679 kg
Masse totale de CO ₂ rejetée après combustion en torchère d'1Nm ³ de biogaz	1,954 kg
Masse totale de No _x rejetée après combustion en torchère d'1Nm ³ de biogaz	0,0002 kg
Masse totale de So _x rejetée après combustion en torchère d'1Nm ³ de biogaz	0,0005 kg

➤ **Bilan matière sur le module de valorisation du biogaz**

Bilan d'émissions de la valorisation du biogaz			
Flux	Scénario 2	Scénario 4	Unité
<i>Données générales</i>			
Biogaz produit	2,00.10 ⁶	1,30.10 ⁶	Nm ³ /an
<i>Données de la combustion en torchère</i>			
Biogaz brûlé en torchère	40 000	26 000	Nm ³ /an
CH ₄ rejeté après combustion en torchère	172	112	kg/an
CO ₂ rejeté après combustion en torchère	78 160	50 804	kg/an
NO _x rejetés après combustion en torchère	8	5	kg/an
SO _x rejetés après combustion en torchère	20	13	kg/an
<i>Données de la valorisation par cogénération</i>			
Biogaz destiné à la cogénération	1,96.10 ⁶	1,27.10 ⁶	Nm ³ /an
Production d'électricité par cogénération	14,25.10 ⁶	9,26.10 ⁶	Nm ³ /an
Production de chaleur par cogénération	24,50.10 ⁶	15,96.10 ⁶	MJ/an
CO ₂ rejeté en cogénération	3,72.10 ⁶	2,42.10 ⁶	MJ/an
CO rejeté en cogénération	2 139	1 390	kg/an
CH ₄ rejeté en cogénération	1 025	666	kg/an
NO _x rejetés en cogénération	668	434	kg/an
N ₂ O rejeté en cogénération	111	72	kg/an
NM VOC rejetés en cogénération	89	58	kg/an
SO _x rejetés en cogénération	936	608	kg/an

ANNEXE III-8 : Hypothèses sur la valorisation du compost

➤ Qualité fixée du compost avant épandage

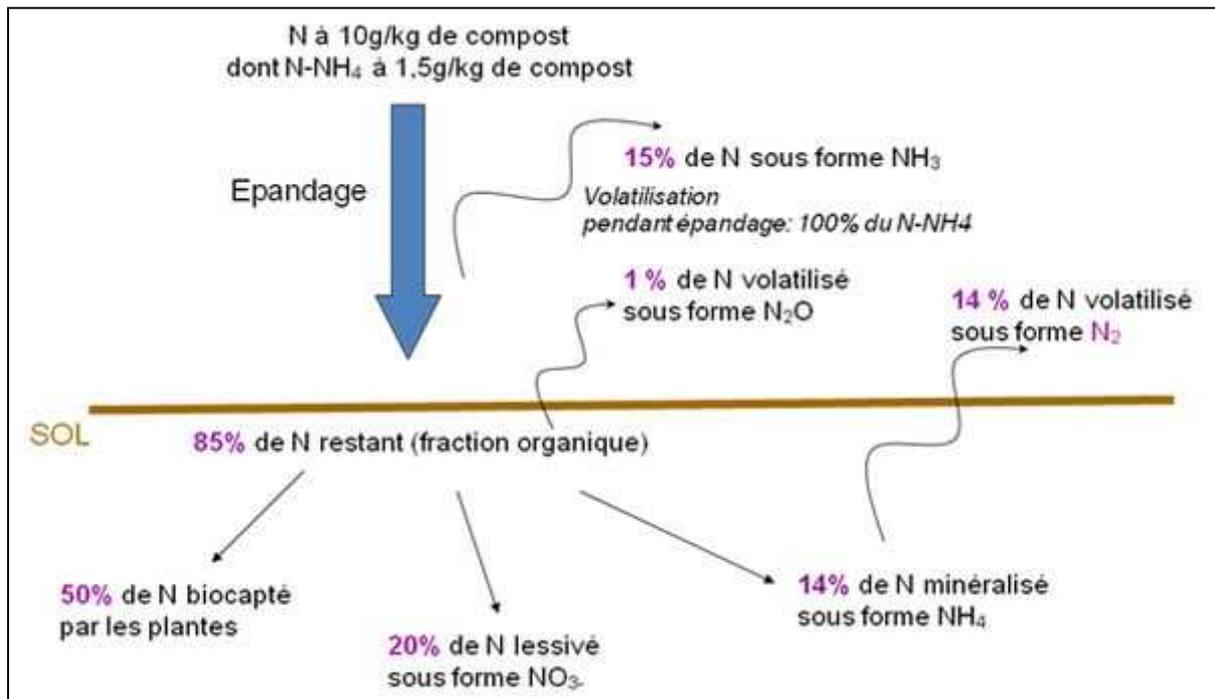
Qualité du compost avant épandage- avec 60% de M.S.					
Eléments	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4	Unité
As			3,05		mg/kg MS
Cd			0,47		mg/kg MS
Cr			24,6		mg/kg MS
Cu			83,9		mg/kg MS
Hg			0,2		mg/kg MS
Ni			15,4		mg/kg MS
Pb			42,5		mg/kg MS
Se			0,6		mg/kg MS
Zn			241,0		mg/kg MS
Fluoranthène			0,5		mg/kg MS
Benzo-b-Fluoranthène			0,5		mg/kg MS
Benzo-a-pyrène			0,5		mg/kg MS
N –total			10,0		g/kg MB
P			1,8		g/kg MB
K			5,0		g/kg MB
C biogénique	200	171	288	339	g/kg MB

➤ Hypothèses liées aux conditions d'épandage du compost

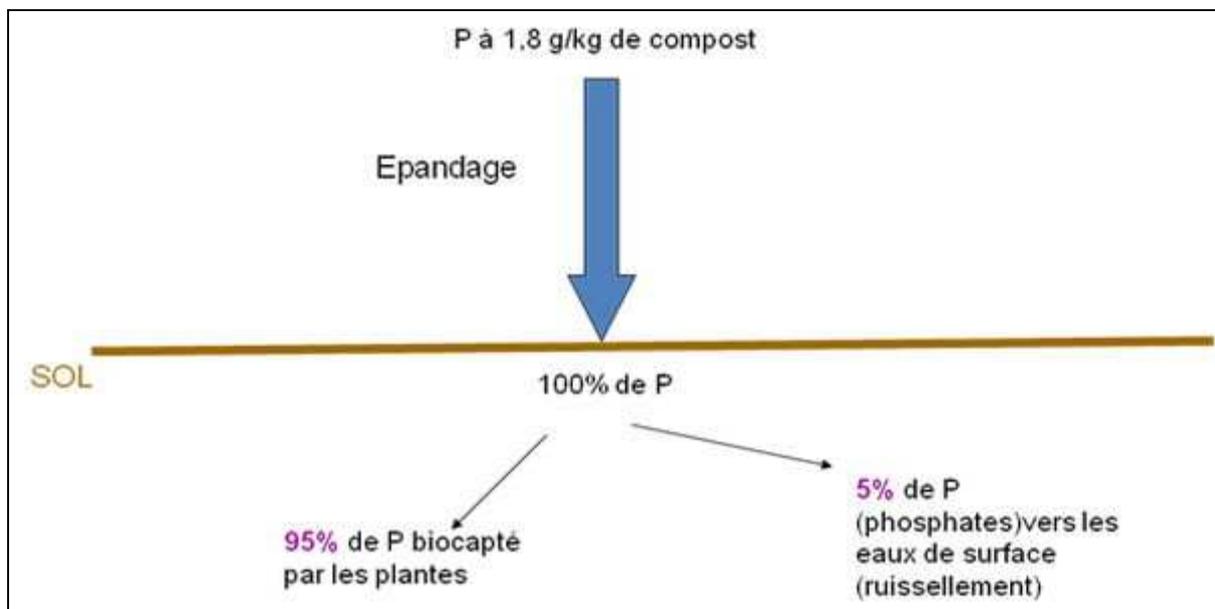
Caractéristiques de l'épandage du compost	
Paramètres	Valeurs retenues
Aire d'épandage	60 ha
Consommation tracteur-épandeur	30 l/h
Consommation chargeur	12 l/h
Capacité épandeur Avec une largeur de 12m	12 t
Vitesse tracteur-épandeur	5 km/h
Rendement tracteur-épandeur	Vitesse x largeur épandeur = 6 ha/h
Temps utilisation tracteur-épandeur	Aire épandage/ rendement = 10h/an
Quantité Carburant tracteur-épandeur	Tps utilisation x Consommation x densité= 0,25 kg
Durée d'un chargement épandeur	5mn, soit 0,0833h/chargement
Nombre de chargements	Tonnage/capacité épandeur= 83,3
Temps total chargement épandeur	Nombre chargmts x durée chargement= 6,94h
Quantité Carburant chargeur	Tps utilisation x Consommation x densité = 0,07 kg
Quantité totale carburant	0,32 kg

ANNEXES CHAPITRE III

➤ Schéma du devenir de l'azote après épandage (hypothèses)



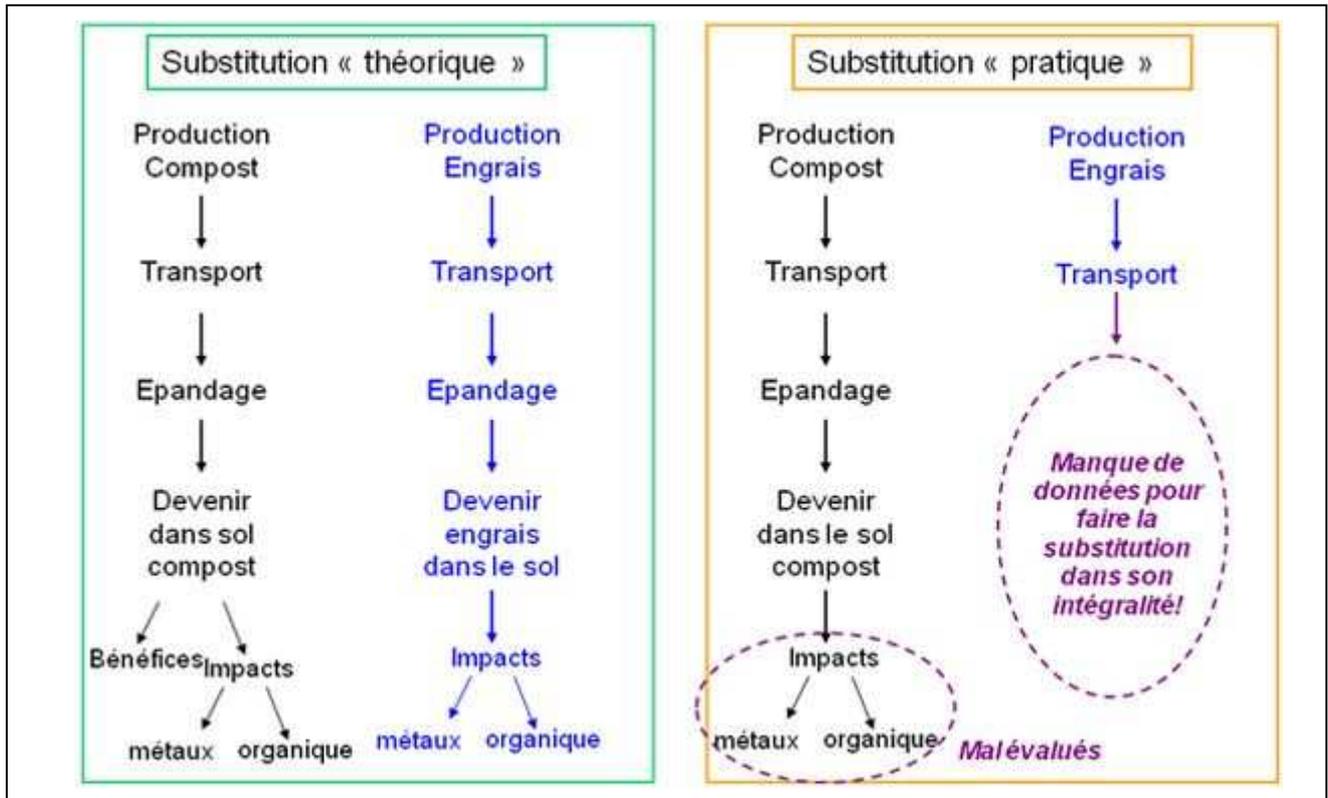
➤ Schéma du devenir du phosphore après épandage (hypothèses)



➤ Bilans matière sur les engrais substitués

Bilan matière sur les engrais substitués					
Flux	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4	Unité
Production évitée d'engrais azoté	50,0	65,8	17,2	18,8	t/an
Production évitée d'engrais P ₂ O ₅	20,6	27,1	7,1	7,7	t/an
Production évitée d'engrais K ₂ O	30,0	39,5	10,3	11,3	t/an

➤ Systèmes substitués pour l'épandage du compost



ANNEXE III-9 : Hypothèses sur la collecte et le transport➤ **Hypothèses principales sur la modélisation de la collecte**

Hypothèses principales sur la modélisation de la collecte			
<i>Données générales</i>			
Population sur le territoire	100 000 habitants		
Production d'OMR	316 kg/habitant/an		
Production de biodéchets	60 kg/habitant/an (taux de captage)		
Production d'OMr	256 kg/habitant/an		
Répartition de l'urbanisme (% population)	Zone urbaine 20%	Zone péri-urbaine 40%	Zone rurale 40%
	<i>Zone urbaine</i>	<i>Zone péri-urbaine</i>	<i>Zone rurale</i>
Type de véhicule de collecte pour OMR et OMr	BOM Euro 4 20-26t		BOM Euro 4 14-20t
Type de véhicule de collecte pour les biodéchets	BOM Euro 4 14-20t		
Distance parcourue (collecte et transport) à chaque vidage de BOM	32 km	53 km	76 km
Tonnage moyen à chaque vidage pour OMR et OMr	7,6 t	8,1 t	6,1 t
Tonnage moyen à chaque vidage pour biodéchets	3,2 t	3,0 t	2,9 t
Kilomètres parcourus par an :			
- S ₀ , S ₁ , S ₂	26 624 km	82 680 km	158 080 km
- S ₃ , S ₄	33 410 km	109 442 km	190 619 km
Carburant (diesel) consommé par an :			
- S ₀ , S ₁ , S ₂	8 588 kg	28 439 kg	40 130 kg
- S ₃ , S ₄	11 977 kg	44 333 kg	65 467 kg

ANNEXES CHAPITRE III

➤ **Hypothèses principales sur la modélisation du transport**

Hypothèses principales sur la modélisation du transport des sous-produits et refus					
Paramètres	Scénario 0	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4
<i>Transport des métaux</i>					
Type de véhicule	-	« Benne 30m ³ », 12-14t, charge utile 9,3t, Euro 3			
Trajet moyen A/R installation de traitement-site de valorisation	-	120 km			
Tonnage moyen à chaque trajet	-	4 t			
Kilomètres parcourus par an	-	28 507 km		1 200 km	
Carburant (diesel) consommé par an :	-	9 502 kg		397 kg	
<i>Transport du compost</i>					
Type de véhicule	-	« Benne 30m ³ », 20-26t, charge utile 17,3t, Euro 4			
Trajet moyen A/R installation de traitement-site de valorisation	-	60 km			
Tonnage moyen à chaque trajet	-	15 t			
Kilomètres parcourus par an	-	40 000 km	52 640 km	13 760 km	14 280 km
Carburant (diesel) consommé par an :	-	10 600 kg	13 950 kg	3 643 kg	3 781 kg
<i>Transport des refus</i>					
Type de véhicule	« Benne 30m ³ », 20-26t, charge utile 17,3t, Euro 4				
Trajet moyen A/R installation de traitement-site de valorisation	40 km				
Tonnage moyen à chaque trajet	15 t				
Kilomètres parcourus par an	84 268 km	55 468 km	59 680 km	7 129 km	7 333 km
Carburant (diesel) consommé par an :	22 314 kg	14 688 kg	15 803 kg	1 892 kg	1 942 km

ANNEXES CHAPITRE III

ANNEXE III-10 : Calculs des écarts relatifs pour les impacts générés entre scénarios deux à deux

Les écarts relatifs ont été calculés par rapport au maximum des deux valeurs. Soient deux valeurs A et B, alors :

$$Ecart\ relatif\ entre\ A\ et\ B = \frac{\max(A, B) - \min(A, B)}{\max(A, B)}$$

	S0	S1	Ecart relatif
Abiotic Depletion	1,86E+04	1,60E+04	14%
Acidification	3,89E+04	6,36E+04	39%
Eutrophication	8,02E+03	2,52E+04	68%
Global Warming	2,71E+07	2,43E+07	10 %
Human Toxicity	1,98E+05	2,90E+06	93%
Ozone Layer Depletion	1,10E-01	6,99E-01	84%
Photochemical Ozone Creation	2,76E+03	3,08E+03	10%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	5,54E+03	5,64E+05	99%
Marine Aquatic Ecotoxicity	7,86E+07	3,20E+08	75%
Terrestrial Ecotoxicity	2,22E+03	1,14E+06	100%

	S0	S2	Ecart relatif
Abiotic Depletion	1,86E+04	1,70E+04	9%
Acidification	3,89E+04	7,83E+04	50%
Eutrophication	8,02E+03	3,19E+04	75%
Global Warming	2,71E+07	2,08E+07	23%
Human Toxicity	1,98E+05	3,78E+06	95%
Ozone Layer Depletion	1,10E-01	8,77E-01	87%
Photochemical Ozone Creation	2,76E+03	2,46E+03	11%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	5,54E+03	7,40E+05	99%
Marine Aquatic Ecotoxicity	7,86E+07	4,01E+08	80%
Terrestrial Ecotoxicity	2,22E+03	1,49E+06	100%

	S0	S3	Ecart relatif
Abiotic Depletion	1,86E+04	1,85E+04	<1%
Acidification	3,89E+04	4,83E+04	19%
Eutrophication	8,02E+03	1,41E+04	43%
Global Warming	2,71E+07	2,65E+07	2%
Human Toxicity	1,98E+05	1,14E+06	83%
Ozone Layer Depletion	1,10E-01	3,06E-01	64%
Photochemical Ozone Creation	2,76E+03	3,24E+03	15%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	5,54E+03	1,98E+05	97%
Marine Aquatic Ecotoxicity	7,86E+07	1,66E+08	53%
Terrestrial Ecotoxicity	2,22E+03	3,92E+05	99%

ANNEXES CHAPITRE III

	S0	S4	Ecart relatif
Abiotic Depletion	1,86E+04	1,86E+04	<1%
Acidification	3,89E+04	5,00E+04	22%
Eutrophication	8,02E+03	1,45E+04	45%
Global Warming	2,71E+07	2,43E+07	10%
Human Toxicity	1,98E+05	1,18E+06	83%
Ozone Layer Depletion	1,10E-01	3,91E-01	72%
Photochemical Ozone Creation	2,76E+03	2,78E+03	1%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	5,54E+03	2,06E+05	97%
Marine Aquatic Ecotoxicity	7,86E+07	1,72E+08	54%
Terrestrial Ecotoxicity	2,22E+03	4,07E+05	99%

	S1	S2	Ecart relatif
Abiotic Depletion	1,60E+04	1,70E+04	6%
Acidification	6,36E+04	7,83E+04	19%
Eutrophication	2,52E+04	3,19E+04	21%
Global Warming	2,43E+07	2,08E+07	14%
Human Toxicity	2,90E+06	3,78E+06	23%
Ozone Layer Depletion	6,99E-01	8,77E-01	20%
Photochemical Ozone Creation	3,08E+03	2,46E+03	20%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	5,64E+05	7,40E+05	24%
Marine Aquatic Ecotoxicity	3,20E+08	4,01E+08	20%
Terrestrial Ecotoxicity	1,14E+06	1,49E+06	24%

	S1	S3	Ecart relatif
Abiotic Depletion	1,60E+04	1,85E+04	13%
Acidification	6,36E+04	4,83E+04	24%
Eutrophication	2,52E+04	1,41E+04	44%
Global Warming	2,43E+07	2,65E+07	8%
Human Toxicity	2,90E+06	1,14E+06	61%
Ozone Layer Depletion	6,99E-01	3,06E-01	56%
Photochemical Ozone Creation	3,08E+03	3,24E+03	5%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	5,64E+05	1,98E+05	65%
Marine Aquatic Ecotoxicity	3,20E+08	1,66E+08	48%
Terrestrial Ecotoxicity	1,14E+06	3,92E+05	65%

ANNEXES CHAPITRE III

	S1	S4	Ecart relatif
Abiotic Depletion	1,60E+04	1,86E+04	14%
Acidification	6,36E+04	5,00E+04	21%
Eutrophication	2,52E+04	1,45E+04	43%
Global Warming	2,43E+07	2,43E+07	<1%
Human Toxicity	2,90E+06	1,18E+06	59%
Ozone Layer Depletion	6,99E-01	3,91E-01	44%
Photochemical Ozone Creation	3,08E+03	2,78E+03	10%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	5,64E+05	2,06E+05	63%
Marine Aquatic Ecotoxicity	3,20E+08	1,72E+08	46%
Terrestrial Ecotoxicity	1,14E+06	4,07E+05	64%

	S2	S3	Ecart relatif
Abiotic Depletion	1,70E+04	1,85E+04	8%
Acidification	7,83E+04	4,83E+04	38%
Eutrophication	3,19E+04	1,41E+04	56%
Global Warming	2,08E+07	2,65E+07	22%
Human Toxicity	3,78E+06	1,14E+06	70%
Ozone Layer Depletion	8,77E-01	3,06E-01	65%
Photochemical Ozone Creation	2,46E+03	3,24E+03	24%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	7,40E+05	1,98E+05	73%
Marine Aquatic Ecotoxicity	4,01E+08	1,66E+08	59%
Terrestrial Ecotoxicity	1,49E+06	3,92E+05	74%

	S2	S4	Ecart relatif
Abiotic Depletion	1,70E+04	1,86E+04	9%
Acidification	7,83E+04	5,00E+04	36%
Eutrophication	3,19E+04	1,45E+04	55%
Global Warming	2,08E+07	2,43E+07	15%
Human Toxicity	3,78E+06	1,18E+06	69%
Ozone Layer Depletion	8,77E-01	3,91E-01	55%
Photochemical Ozone Creation	2,46E+03	2,78E+03	12%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	7,40E+05	2,06E+05	72%
Marine Aquatic Ecotoxicity	4,01E+08	1,72E+08	57%
Terrestrial Ecotoxicity	1,49E+06	4,07E+05	73%

ANNEXES CHAPITRE III

	S3	S4	Ecart relatif
Abiotic Depletion	1,85E+04	1,86E+04	<1%
Acidification	4,83E+04	5,00E+04	4%
Eutrophication	1,41E+04	1,45E+04	2%
Global Warming	2,65E+07	2,43E+07	8%
Human Toxicity	1,14E+06	1,18E+06	3%
Ozone Layer Depletion	3,06E-01	3,91E-01	22%
Photochemical Ozone Creation	3,24E+03	2,78E+03	14%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	1,98E+05	2,06E+05	4%
Marine Aquatic Ecotoxicity	1,66E+08	1,72E+08	3%
Terrestrial Ecotoxicity	3,92E+05	4,07E+05	4%

ANNEXES CHAPITRE III

ANNEXE III-11 : Calculs des écarts relatifs pour les impacts évités entre scénarios deux à deux

Les écarts relatifs ont été calculés par rapport au maximum des valeurs absolues deux valeurs. Soient deux valeurs A et B, alors :

$$Ecart\ relatif\ entre\ A\ et\ B = \frac{\max(|A|, |B|) - \min(|A|, |B|)}{\max(|A|, |B|)}$$

	S0	S1	Ecart relatif
Abiotic Depletion	-3,71E+03	-7,02E+03	47%
Acidification	-1,24E+04	-1,32E+04	6%
Eutrophication	-3,61E+03	-3,91E+03	8%
Global Warming	-1,71E+07	-1,24E+07	28%
Human Toxicity	-6,92E+05	-7,35E+05	6%
Ozone Layer Depletion	-7,71E-01	-5,82E-01	24%
Photochemical Ozone Creation	-1,27E+03	-1,25E+03	2%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	-8,86E+04	-9,13E+04	3%
Marine Aquatic Ecotoxicity	-2,23E+08	-1,61E+09	86%
Terrestrial Ecotoxicity	-4,14E+04	-3,25E+04	22%

	S0	S2	Ecart relatif
Abiotic Depletion	-3,71E+03	-2,41E+04	85%
Acidification	-1,24E+04	-1,80E+04	31%
Eutrophication	-3,61E+03	-4,85E+03	26%
Global Warming	-1,71E+07	-1,56E+07	9%
Human Toxicity	-6,92E+05	-8,97E+05	23%
Ozone Layer Depletion	-7,71E-01	-2,24E+00	66%
Photochemical Ozone Creation	-1,27E+03	-1,79E+03	29%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	-8,86E+04	-1,18E+05	25%
Marine Aquatic Ecotoxicity	-2,23E+08	-1,77E+09	87%
Terrestrial Ecotoxicity	-4,14E+04	-3,71E+04	11%

	S0	S3	Ecart relatif
Abiotic Depletion	-3,71E+03	-4,06E+03	9%
Acidification	-1,24E+04	-1,19E+04	4%
Eutrophication	-3,61E+03	-3,72E+03	3%
Global Warming	-1,71E+07	-1,55E+07	9%
Human Toxicity	-6,92E+05	-6,75E+05	2%
Ozone Layer Depletion	-7,71E-01	-7,02E-01	9%
Photochemical Ozone Creation	-1,27E+03	-1,20E+03	6%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	-8,86E+04	-8,87E+04	0%
Marine Aquatic Ecotoxicity	-2,23E+08	-3,30E+08	32%
Terrestrial Ecotoxicity	-4,14E+04	-3,85E+04	7%

ANNEXES CHAPITRE III

	S0	S4	Ecart relatif
Abiotic Depletion	-3,71E+03	-1,46E+04	75%
Acidification	-1,24E+04	-1,43E+04	13%
Eutrophication	-3,61E+03	-3,95E+03	9%
Global Warming	-1,71E+07	-1,70E+07	1%
Human Toxicity	-6,92E+05	-7,30E+05	5%
Ozone Layer Depletion	-7,71E-01	-1,75E+00	56%
Photochemical Ozone Creation	-1,27E+03	-1,49E+03	14%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	-8,86E+04	-9,81E+04	10%
Marine Aquatic Ecotoxicity	-2,23E+08	-3,85E+08	42%
Terrestrial Ecotoxicity	-4,14E+04	-3,94E+04	5%

	S1	S2	Ecart relatif
Abiotic Depletion	-7,02E+03	-2,41E+04	71%
Acidification	-1,32E+04	-1,80E+04	27%
Eutrophication	-3,91E+03	-4,85E+03	19%
Global Warming	-1,24E+07	-1,56E+07	21%
Human Toxicity	-7,35E+05	-8,97E+05	18%
Ozone Layer Depletion	-5,82E-01	-2,24E+00	74%
Photochemical Ozone Creation	-1,25E+03	-1,79E+03	30%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	-9,13E+04	-1,18E+05	22%
Marine Aquatic Ecotoxicity	-1,61E+09	-1,77E+09	9%
Terrestrial Ecotoxicity	-3,25E+04	-3,71E+04	12%

	S1	S3	Ecart relatif
Abiotic Depletion	-7,02E+03	-4,06E+03	42%
Acidification	-1,32E+04	-1,19E+04	9%
Eutrophication	-3,91E+03	-3,72E+03	5%
Global Warming	-1,24E+07	-1,55E+07	20%
Human Toxicity	-7,35E+05	-6,75E+05	8%
Ozone Layer Depletion	-5,82E-01	-7,02E-01	17%
Photochemical Ozone Creation	-1,25E+03	-1,20E+03	4%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	-9,13E+04	-8,87E+04	3%
Marine Aquatic Ecotoxicity	-1,61E+09	-3,30E+08	79%
Terrestrial Ecotoxicity	-3,25E+04	-3,85E+04	16%

ANNEXES CHAPITRE III

	S1	S4	Ecart relatif
Abiotic Depletion	-7,02E+03	-1,46E+04	52%
Acidification	-1,32E+04	-1,43E+04	7%
Eutrophication	-3,91E+03	-3,95E+03	1%
Global Warming	-1,24E+07	-1,70E+07	27%
Human Toxicity	-7,35E+05	-7,30E+05	1%
Ozone Layer Depletion	-5,82E-01	-1,75E+00	67%
Photochemical Ozone Creation	-1,25E+03	-1,49E+03	16%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	-9,13E+04	-9,81E+04	7%
Marine Aquatic Ecotoxicity	-1,61E+09	-3,85E+08	76%
Terrestrial Ecotoxicity	-3,25E+04	-3,94E+04	18%

	S2	S3	Ecart relatif
Abiotic Depletion	-2,41E+04	-4,06E+03	83%
Acidification	-1,80E+04	-1,19E+04	33%
Eutrophication	-4,85E+03	-3,72E+03	23%
Global Warming	-1,56E+07	-1,55E+07	1%
Human Toxicity	-8,97E+05	-6,75E+05	25%
Ozone Layer Depletion	-2,24E+00	-7,02E-01	69%
Photochemical Ozone Creation	-1,79E+03	-1,20E+03	33%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	-1,18E+05	-8,87E+04	25%
Marine Aquatic Ecotoxicity	-1,77E+09	-3,30E+08	81%
Terrestrial Ecotoxicity	-3,71E+04	-3,85E+04	4%

	S2	S4	Ecart relatif
Abiotic Depletion	-2,41E+04	-1,46E+04	39%
Acidification	-1,80E+04	-1,43E+04	21%
Eutrophication	-4,85E+03	-3,95E+03	19%
Global Warming	-1,56E+07	-1,70E+07	8%
Human Toxicity	-8,97E+05	-7,30E+05	19%
Ozone Layer Depletion	-2,24E+00	-1,75E+00	22%
Photochemical Ozone Creation	-1,79E+03	-1,49E+03	17%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	-1,18E+05	-9,81E+04	17%
Marine Aquatic Ecotoxicity	-1,77E+09	-3,85E+08	78%
Terrestrial Ecotoxicity	-3,71E+04	-3,94E+04	6%

ANNEXES CHAPITRE III

	S3	S4	Ecart relatif
Abiotic Depletion	-4,06E+03	-1,46E+04	72%
Acidification	-1,19E+04	-1,43E+04	16%
Eutrophication	-3,72E+03	-3,95E+03	6%
Global Warming	-1,55E+07	-1,70E+07	9%
Human Toxicity	-6,75E+05	-7,30E+05	8%
Ozone Layer Depletion	-7,02E-01	-1,75E+00	60%
Photochemical Ozone Creation	-1,20E+03	-1,49E+03	20%
Freshwater Aquatic Ecotoxicity	-8,87E+04	-9,81E+04	10%
Marine Aquatic Ecotoxicity	-3,30E+08	-3,85E+08	14%
Terrestrial Ecotoxicity	-3,85E+04	-3,94E+04	2%

ANNEXES CHAPITRE III

ANNEXE III-12 : Répartition des versions de questionnaire et des blocs de carte selon les sessions d'enquête

Session	Date d'enquête	Version de questionnaire	Bloc de cartes
1	20/04/2011	Ante	1
2	20/04/2011	Post	2
3	20/04/2011	Post	2
4	26/04/2011	Ante	2
5	27/04/2011	Post	1
6	03/05/2011	Ante	1
7	06/05/2011	Post	2
8	16/05/2011	Ante	2
9	16/05/2011	Ante	2
10	19/05/2011	Post	1
11	20/05/2011	Post	1
12	24/05/2011	Ante	1
13	26/05/2011	Post	1 et 2
14	26/05/2011	Ante	2

ANNEXES CHAPITRE III

ANNEXE III-13 : Temps de réponse moyen par carte de choix pour chaque session d'enquêtés

Le temps de réponse est présenté en minutes. Le « choix 1 » correspond à la première carte présentée chronologiquement ; le « choix 6 » correspond à la dernière carte présentée.

Session	Version d'enquête	Choix 1	Choix 2	Choix 3	Choix 4	Choix 5	Choix 6
1	Ante						
2	Post						
3	Post	7	2	2	2	2	2
4	Ante	6	3	1-2	1-2	1-2	1-2
5	Post	5	3	2	2	2	2
6	Ante	2	3	3	3	1	1
7	Post	7	3	3	2	2	2
8	Ante	6	2	2	1	1	1
9	Ante	5	4	3	2	2	2
10	Post	4	3	2	2	2	2
11	Post	5	2	2	2	2	2
12	Ante	5	4	3	3	3	2
13	Post	5	3	2	2	2	2
14	Ante	4	3	2	2	2	2

ANNEXE III-14 : grille de notation pour les questions relatives aux impacts environnementaux (groupe *Post*)

Chacune des questions portant sur les connaissances des impacts, hormis la première sur l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables, est déclinée en une série de sous-questions (ou modalités), avec pour chacune la possibilité de répondre par « Oui », « Non », « Ne sait pas ».

La première question sur l'augmentation de l'effet de serre, Q_GWP1 , ainsi que les deux questions sur l'atteinte à la santé humaine, Q_HTP1 et Q_HTP2 , comportent toutes sept modalités. La seconde question sur l'augmentation de l'effet de serre, Q_GWP2 , et la première sur l'épuisement des ressources, Q_ADP1 , sont composées de cinq modalités. Seule la seconde question sur l'épuisement des ressources, Q_ADP2 , comporte une seule sous modalité. La comptabilisation des points pour chaque modalité est alors la suivante :

- ✓ 1point par bonne réponse,
- ✓ -1point par mauvaise réponse,
- ✓ 0 point si pas de réponse.

Les scores maximum sont compris entre 1 point et 7 points, selon le nombre de modalités que comprend chaque question. Les questions sont ensuite pondérées par leur nombre de modalités, et se retrouvent alors toutes notées sur un point.

Ces notes ont été regroupées ultérieurement afin de fournir une seule note globale « connaissance » pour chaque individu, notée sur un point. Cette note globale s'exprime comme suit :

$$Q_{connaissance} = \frac{\frac{Q_GWP1}{7} + \frac{Q_GWP2}{5} + \frac{Q_ADP1}{5} + Q_{ADP2} + \frac{Q_HTP1}{7} + \frac{Q_HTP2}{7}}{6}$$

Les notes globales de connaissance ont enfin été discrétisées et réparties selon les six classes suivantes, afin de pouvoir les prendre en compte dans le modèle économétrique :

- ✓ 1 : Très Bonne connaissance
- ✓ [0,7 ; 1[: Bonne connaissance
- ✓ [0,5 ; 0,7[: Assez Bonne connaissance
- ✓ [0,3 ; 0,5[: Faible connaissance
- ✓ [-0,3 ; 0,3[: Très Faible connaissance
- ✓ < -0,3 : Mauvaise connaissance

ANNEXE III-15 : Vérification de la propriété d’IIA sur le modèle M_1 avec le test d’Hausman et Mc Fadden

Ce test a été mis en œuvre avec le logiciel libre R :

➤ **Modèle non contraint :**

```
mnl_3.1=mlogit(choice~ADP+GWP+HTP+TEOM|(bac4.5+tressens+employés+infoA_bien+facile), B1B2_dat,reflevel="S")
```

➤ **Modèle contraint sous l’hypothèse H_0 -respect de l’IIA :**

```
mnl_3.2=mlogit(choice~ADP+GWP+HTP+TEOM|(bac4.5+tressens+employés+infoA_bien+facile),B1B2_dat,alt.subset=c("B","A"))
```

➤ **Test d’Hausman et Mc Fadden :**

```
hmftest(mnl_3.1,mnl_3.2)
```

➤ **Résultat du test :**

```
chisq = 208.1379, df = 10, p-value < 2.2e-16  
alternative hypothesis: IIA is rejected
```


ANNEXES CHAPITRE III

ANNEXE III-16: Valeur des coefficients β' pour le modèle M_2

Individus	β' ADP	β' GWP	β' HTP	β' TEOM
1	-14,0697953	-0,03514758	-1,60402563	-0,009233359
2	4,65384333	-0,02036302	-0,00280783	0,021559641
3	-14,3679328	-0,02527337	-1,21132598	-0,024692089
4	0,02420748	-0,0255268	-0,82072919	0,003155272
5	-14,0697953	-0,03514758	-1,60402563	-0,009233359
6	-14,3679328	-0,02527337	-1,21132598	-0,024692089
7	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
8	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
9	-14,3679328	-0,02527337	-1,21132598	-0,024692089
10	-3,53584217	-0,02219479	-0,86587775	-9,64E-05
11	-8,16547803	-0,02735857	-1,68379911	-0,018500753
12	-3,53584217	-0,02219479	-0,86587775	-9,64E-05
13	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
14	-14,0697953	-0,03514758	-1,60402563	-0,009233359
15	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
16	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
17	8,76531106	-0,00125386	0,43599111	-0,00377203
18	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
19	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
20	4,13567521	-0,00641764	-0,38193024	-0,022176399
21	4,13567521	-0,00641764	-0,38193024	-0,022176399
22	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
23	-8,16547803	-0,02735857	-1,68379911	-0,018500753
24	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
25	-8,16547803	-0,02735857	-1,68379911	-0,018500753
26	-14,3679328	-0,02527337	-1,21132598	-0,024692089
27	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
28	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
29	0,02420748	-0,0255268	-0,82072919	0,003155272
30	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
31	0,79565613	-0,0071568	0,34474325	0,002849254
32	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
33	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
34	-14,3679328	-0,02527337	-1,21132598	-0,024692089
35	-14,3679328	-0,02527337	-1,21132598	-0,024692089
36	-8,16547803	-0,02735857	-1,68379911	-0,018500753
37	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
38	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
39	0,79565613	-0,0071568	0,34474325	0,002849254
40	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
41	-14,3679328	-0,02527337	-1,21132598	-0,024692089
42	-14,3679328	-0,02527337	-1,21132598	-0,024692089
43	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
44	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
45	-14,3679328	-0,02527337	-1,21132598	-0,024692089
46	-9,73829696	-0,02010959	-0,39340463	-0,00628772
47	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
48	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
49	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728

ANNEXES CHAPITRE III

Individus	β' ADP	β' GWP	β' HTP	β' TEOM
50	-14,3679328	-0,02527337	-1,21132598	-0,024692089
51	-9,73829696	-0,02010959	-0,39340463	-0,00628772
52	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
53	4,13567521	-0,00641764	-0,38193024	-0,022176399
54	-3,83397973	-0,01232058	-0,4731781	-0,015555114
55	4,13567521	-0,00641764	-0,38193024	-0,022176399
56	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
57	-3,53584217	-0,02219479	-0,86587775	-9,64E-05
58	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
59	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
60	-14,3679328	-0,02527337	-1,21132598	-0,024692089
61	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
62	4,13567521	-0,00641764	-0,38193024	-0,022176399
63	-3,53584217	-0,02219479	-0,86587775	-9,64E-05
64	-8,16547803	-0,02735857	-1,68379911	-0,018500753
65	-3,83397973	-0,01232058	-0,4731781	-0,015555114
66	-8,16547803	-0,02735857	-1,68379911	-0,018500753
67	-14,3679328	-0,02527337	-1,21132598	-0,024692089
68	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
69	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
70	-6,17824731	-0,0234416	-0,34825606	-0,003036063
71	-8,16547803	-0,02735857	-1,68379911	-0,018500753
72	-14,3679328	-0,02527337	-1,21132598	-0,024692089
73	-14,0697953	-0,03514758	-1,60402563	-0,009233359
74	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
75	12,3253607	-0,00458587	0,48113968	-0,000520374
76	19,2992642	0,01169893	1,17413899	0,005364944
77	-8,16547803	-0,02735857	-1,68379911	-0,018500753
78	-3,53584217	-0,02219479	-0,86587775	-9,63845E-05
79	8,76531106	-0,00125386	0,43599111	-0,00377203
80	-14,3679328	-0,02527337	-1,21132598	-0,024692089
81	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
82	-3,83397973	-0,01232058	-0,4731781	-0,015555114
83	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
84	-14,0697953	-0,03514758	-1,60402563	-0,009233359
85	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
86	-9,73829696	-0,02010959	-0,39340463	-0,00628772
87	-14,0697953	-0,03514758	-1,60402563	-0,009233359
88	-14,0697953	-0,03514758	-1,60402563	-0,009233359
89	-8,16547803	-0,02735857	-1,68379911	-0,018500753
90	-10,5097456	-0,03847959	-1,55887707	-0,005981702
91	-14,0697953	-0,03514758	-1,60402563	-0,009233359
92	-9,73829696	-0,02010959	-0,39340463	-0,00628772
93	-8,16547803	-0,02735857	-1,68379911	-0,018500753
94	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
95	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
96	-14,3679328	-0,02527337	-1,21132598	-0,024692089
97	-14,0697953	-0,03514758	-1,60402563	-0,009233359
MOYENNE	-11,2059501	-0,02869505	-1,48225877	-0,01821792
ECART TYPE	8,55362555	0,01205134	0,89906806	0,011097592
MIN	-18,6994311	-0,04031136	-2,42194699	-0,027637728
MAX	19,2992642	0,01169893	1,17413899	0,021559641

ANNEXE III-17: Modèle M_2 avec sous-échantillons stable et instableSorties sous le logiciel R du modèle M_2 testé avec les individus stables puis instables.➤ **Sous-échantillon stable**

Call:

```
mlogit(formula = choice ~ ADP + GWP + HTP + TEOM + (ADP + GWP + HTP +
TEOM):(bac4.5 + tressens + employés + infoA_bien + facile), data =
B1B2_datS, reflevel = "S", method = "nr", print.level = 0)
```

Frequencies of alternatives:

```
      S      A      B
0.45897 0.18974 0.35128
```

nr method

5 iterations, 0h:0m:2s

g'(-H)^-1g = 7.58E-07

gradient close to zero

Coefficients :

	Estimate	Std. Error	t-value	Pr(> t)	
altA	-1.2232138	0.2585807	-4.7305	2.240e-06	***
altB	-0.9245313	0.2632257	-3.5123	0.0004442	***
ADP	-22.2615128	4.2282808	-5.2649	1.403e-07	***
GWP	-0.0499671	0.0060663	-8.2368	2.220e-16	***
HTP	-2.8313429	0.3577793	-7.9137	2.442e-15	***
TEOM	-0.0255733	0.0063563	-4.0233	5.740e-05	***
ADP:bac4.5	-2.2778296	5.8569685	-0.3889	0.6973432	
ADP:tressens	4.2188046	4.9135262	0.8586	0.3905555	
ADP:employés	28.8472078	7.3607703	3.9190	8.890e-05	***
ADP:infoA_bien	7.5999391	5.0043308	1.5187	0.1288450	
ADP:facile	-19.7267893	11.4176288	-1.7277	0.0840334	.
GWP:bac4.5	0.0184466	0.0084763	2.1763	0.0295347	*
GWP:tressens	0.0041049	0.0079954	0.5134	0.6076650	
GWP:employés	0.0547906	0.0123707	4.4290	9.465e-06	***
GWP:infoA_bien	0.0094269	0.0083055	1.1350	0.2563711	
GWP:facile	-0.0123339	0.0169781	-0.7265	0.4675566	
HTP:bac4.5	1.4517790	0.4552389	3.1890	0.0014274	**
HTP:tressens	1.2660333	0.4145007	3.0544	0.0022554	**
HTP:employés	1.7481206	0.5856009	2.9852	0.0028342	**
HTP:infoA_bien	0.6942911	0.4406012	1.5758	0.1150762	
HTP:facile	0.7478237	0.8503527	0.8794	0.3791695	
TEOM:bac4.5	-0.0035454	0.0106110	-0.3341	0.7382834	
TEOM:tressens	0.0146426	0.0085902	1.7046	0.0882733	.
TEOM:employés	0.0192206	0.0110621	1.7375	0.0822956	.
TEOM:infoA_bien	0.0067292	0.0087938	0.7652	0.4441405	
TEOM:facile	0.0152011	0.0188438	0.8067	0.4198460	

ANNEXES CHAPITRE III

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Log-Likelihood: -301.27

McFadden R²: 0.25743

Likelihood ratio test : chisq = 208.88 (p.value=< 2.22e-16)

➤ **Sous échantillon instable**

Call:

```
mlogit(formula = choice ~ ADP + GWP + HTP + TEOM + (ADP + GWP + HTP +
TEOM):(bac4.5 + tressens + employés + infoA_bien + facile), data =
B1B2_datNS, reflevel = "S", method = "nr", print.level = 0)
```

Frequencies of alternatives:

S	A	B
0.33333	0.24479	0.42188

nr method

6 iterations, 0h:0m:0s

g'(-H)⁻¹g = 1.65E-07

gradient close to zero

Coefficients :

	Estimate	Std. Error	t-value	Pr(> t)
altA	1.1881e-01	3.2686e-01	0.3635	0.716251
altB	3.3443e-01	3.0565e-01	1.0941	0.273895
ADP	-1.4671e+01	5.1168e+00	-2.8673	0.004140 **
GWP	-2.8783e-02	6.6365e-03	-4.3371	1.444e-05 ***
HTP	-1.9003e+00	4.2784e-01	-4.4418	8.923e-06 ***
TEOM	-2.6272e-02	8.3402e-03	-3.1500	0.001632 **
ADP:bac4.5	4.1960e+00	5.5264e+00	0.7593	0.447699
ADP:tressens	2.9934e+00	6.4628e+00	0.4632	0.643238
ADP:employés	4.5741e+01	1.9930e+01	2.2951	0.021727 *
ADP:infoA_bien	1.4257e+01	6.1907e+00	2.3030	0.021278 *
ADP:facile	1.7385e+01	8.7930e+00	1.9771	0.048030 *
GWP:bac4.5	4.2823e-03	8.8257e-03	0.4852	0.627531
GWP:tressens	5.4345e-03	1.1191e-02	0.4856	0.627256
GWP:employés	-2.5267e-03	2.5992e-02	-0.0972	0.922560
GWP:infoA_bien	2.2158e-02	1.1337e-02	1.9545	0.050645 .
GWP:facile	-1.2045e-02	1.9147e-02	-0.6291	0.529281
HTP:bac4.5	9.3990e-01	5.2449e-01	1.7920	0.073128 .
HTP:tressens	-1.4754e-01	6.6357e-01	-0.2223	0.824048
HTP:employés	4.1887e+00	1.6261e+00	2.5758	0.010000 **
HTP:infoA_bien	3.8006e-01	6.3574e-01	0.5978	0.549950
HTP:facile	-5.5725e-02	1.0769e+00	-0.0517	0.958732
TEOM:bac4.5	4.0272e-04	9.4363e-03	0.0427	0.965958
TEOM:tressens	2.0120e-02	1.1305e-02	1.7796	0.075134 .
TEOM:employés	-3.6813e-02	3.6022e-02	-1.0219	0.306805
TEOM:infoA_bien	1.0872e-02	1.1162e-02	0.9740	0.330044
TEOM:facile	9.2629e-03	1.6147e-02	0.5737	0.566189

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Log-Likelihood: -169.71

McFadden R²: 0.17761

Likelihood ratio test : chisq = 73.306 (p.value=6.8289e-07)

ANNEXE III-18 : Vérification de la propriété d’IIA sur le modèle M_2 avec le test d’Hausman et Mc Fadden

Ce test a été mis en œuvre avec le logiciel libre R :

➤ **Modèle non contraint :**

```
mnl_6.1=mlogit(choice~ADP+GWP+HTP+TEOM+(ADP+GWP+HTP+TEOM):(bac4.5+tressens+employés+infoA_bien+facile)|stabilité,B1B2_dat,reflevel="S")
```

➤ **Modèle contraint sous l’hypothèse H_0 -respect de l’IIA :**

```
mnl_6.2=mlogit(choice~ADP+GWP+HTP+TEOM+(ADP+GWP+HTP+TEOM):(bac4.5+tressens+employés+infoA_bien+facile)|stabilité,B1B2_dat,alt.subset=c("B","A"))
```

➤ **Test d’Hausman et Mc Fadden :**

```
hmftest(mnl_6.1,mnl_6.2)
```

➤ **Résultat du test :**

```
chisq = -135.7568, df = 26, p-value = 1  
alternative hypothesis: IIA is rejected
```


ANNEXES CHAPITRE III

ANNEXE III-19 : CAP individuel bruts (€/kg) pour le modèle M₂

Individus	CAP ADP	CAP GWP	CAP HTP
1	1523,80029	3,80658624	173,720703
2	215,859039	-0,94449728	-0,13023568
3	581,88406	1,02354111	49,0572505
4	7,67207191	-8,09020625	-260,113594
5	1523,80029	3,80658624	173,720703
6	581,88406	1,02354111	49,0572505
7	676,59076	1,45856269	87,6319147
8	676,59076	1,45856269	87,6319147
9	581,88406	1,02354111	49,0572505
10	36684,7586	230,273446	8983,57868
11	441,359226	1,47878154	91,0124634
12	36684,7586	230,273446	8983,57868
13	676,59076	1,45856269	87,6319147
14	1523,80029	3,80658624	173,720703
15	676,59076	1,45856269	87,6319147
16	676,59076	1,45856269	87,6319147
17	-2323,76469	0,33240861	-115,58526
18	676,59076	1,45856269	87,6319147
19	676,59076	1,45856269	87,6319147
20	-186,489936	0,28939036	17,2223741
21	-186,489936	0,28939036	17,2223741
22	676,59076	1,45856269	87,6319147
23	441,359226	1,47878154	91,0124634
24	676,59076	1,45856269	87,6319147
25	441,359226	1,47878154	91,0124634
26	581,88406	1,02354111	49,0572505
27	676,59076	1,45856269	87,6319147
28	676,59076	1,45856269	87,6319147
29	7,67207191	-8,09020625	-260,113594
30	676,59076	1,45856269	87,6319147
31	279,250643	-2,51181535	120,994198
32	676,59076	1,45856269	87,6319147
33	676,59076	1,45856269	87,6319147
34	581,88406	1,02354111	49,0572505
35	581,88406	1,02354111	49,0572505
36	441,359226	1,47878154	91,0124634
37	676,59076	1,45856269	87,6319147
38	676,59076	1,45856269	87,6319147
39	279,250643	-2,51181535	120,994198
40	676,59076	1,45856269	87,6319147
41	581,88406	1,02354111	49,0572505
42	581,88406	1,02354111	49,0572505
43	676,59076	1,45856269	87,6319147
44	676,59076	1,45856269	87,6319147
45	581,88406	1,02354111	49,0572505
46	1548,78028	3,19823191	62,5671337
47	676,59076	1,45856269	87,6319147
48	676,59076	1,45856269	87,6319147
49	676,59076	1,45856269	87,6319147
50	581,88406	1,02354111	49,0572505

ANNEXES CHAPITRE III

Individus	CAP ADP	CAP GWP	CAP HTP
51	1548,78028	3,19823191	62,5671337
53	-186,489936	0,28939036	17,2223741
54	246,47712	0,79205987	30,4194554
55	-186,489936	0,28939036	17,2223741
56	676,59076	1,45856269	87,6319147
57	36684,7586	230,273446	8983,57868
58	676,59076	1,45856269	87,6319147
59	676,59076	1,45856269	87,6319147
60	581,88406	1,02354111	49,0572505
61	676,59076	1,45856269	87,6319147
62	-186,489936	0,28939036	17,2223741
63	36684,7586	230,273446	8983,57868
64	441,359226	1,47878154	91,0124634
65	246,47712	0,79205987	30,4194554
66	441,359226	1,47878154	91,0124634
67	581,88406	1,02354111	49,0572505
68	676,59076	1,45856269	87,6319147
69	676,59076	1,45856269	87,6319147
70	2034,95327	7,72105021	114,706449
71	441,359226	1,47878154	91,0124634
72	581,88406	1,02354111	49,0572505
73	1523,80029	3,80658624	173,720703
74	676,59076	1,45856269	87,6319147
75	-23685,594	8,81264088	-924,604108
76	3597,29077	2,1806249	218,853907
77	441,359226	1,47878154	91,0124634
78	36684,7586	230,273446	8983,57868
79	-2323,76469	0,33240861	-115,58526
80	581,88406	1,02354111	49,0572505
81	676,59076	1,45856269	87,6319147
82	246,47712	0,79205987	30,4194554
83	676,59076	1,45856269	87,6319147
84	1523,80029	3,80658624	173,720703
85	676,59076	1,45856269	87,6319147
86	1548,78028	3,19823191	62,5671337
87	1523,80029	3,80658624	173,720703
88	1523,80029	3,80658624	173,720703
89	441,359226	1,47878154	91,0124634
90	1756,98236	6,43288254	260,607593
91	1523,80029	3,80658624	173,720703
92	1548,78028	3,19823191	62,5671337
93	441,359226	1,47878154	91,0124634
94	676,59076	1,45856269	87,6319147
95	676,59076	1,45856269	87,6319147
96	581,88406	1,02354111	49,0572505
97	1523,80029	3,80658624	173,720703
MOYENNE	2266,06634	13,2690378	523,527249
ECART TYPE	8463,6681	50,894548	1986,39123
MIN	-23685,594	-8,09020625	-924,604108
MAX	36684,7586	230,273446	8983,57868
MEDIANE	676,59076	1,45856269	87,6319147
1er Quartile	441,359226	1,02354111	49,0572505
3ème Quartile	676,59076	1,47878154	91,0124634

ANNEXES CHAPITRE III

ANNEXE III-20 : CAP individuel relatifs (€/%) pour le modèle M₂

Individus	CAP ADP	CAP GWP	CAP HTP
1	2,133320409	3,768520373	3,352809577
2	0,302202655	-0,935052307	-0,002513549
3	0,814637684	1,013305702	0,946804935
4	0,010740901	-8,009304192	-5,020192371
5	2,133320409	3,768520373	3,352809577
6	0,814637684	1,013305702	0,946804935
7	0,947227064	1,443977061	1,691295953
8	0,947227064	1,443977061	1,691295953
9	0,814637684	1,013305702	0,946804935
10	51,35866197	227,9707113	173,3830685
11	0,617902916	1,463993723	1,756540543
12	51,35866197	227,9707113	173,3830685
13	0,947227064	1,443977061	1,691295953
14	2,133320409	3,768520373	3,352809577
15	0,947227064	1,443977061	1,691295953
16	0,947227064	1,443977061	1,691295953
17	-3,253270571	0,329084525	-2,230795511
18	0,947227064	1,443977061	1,691295953
19	0,947227064	1,443977061	1,691295953
20	-0,26108591	0,286496457	0,332391821
21	-0,26108591	0,286496457	0,332391821
22	0,947227064	1,443977061	1,691295953
23	0,617902916	1,463993723	1,756540543
24	0,947227064	1,443977061	1,691295953
25	0,617902916	1,463993723	1,756540543
26	0,814637684	1,013305702	0,946804935
27	0,947227064	1,443977061	1,691295953
28	0,947227064	1,443977061	1,691295953
29	0,010740901	-8,009304192	-5,020192371
30	0,947227064	1,443977061	1,691295953
31	0,3909509	-2,486697201	2,335188014
32	0,947227064	1,443977061	1,691295953
33	0,947227064	1,443977061	1,691295953
34	0,814637684	1,013305702	0,946804935
35	0,814637684	1,013305702	0,946804935
36	0,617902916	1,463993723	1,756540543
37	0,947227064	1,443977061	1,691295953
38	0,947227064	1,443977061	1,691295953
39	0,3909509	-2,486697201	2,335188014
40	0,947227064	1,443977061	1,691295953
41	0,814637684	1,013305702	0,946804935
42	0,814637684	1,013305702	0,946804935
43	0,947227064	1,443977061	1,691295953
44	0,947227064	1,443977061	1,691295953
45	0,814637684	1,013305702	0,946804935
46	2,168292386	3,166249588	1,20754568
47	0,947227064	1,443977061	1,691295953
48	0,947227064	1,443977061	1,691295953
49	0,947227064	1,443977061	1,691295953
50	0,814637684	1,013305702	0,946804935

ANNEXES CHAPITRE III

Individus	CAP ADP	CAP GWP	CAP HTP
51	2,168292386	3,166249588	1,20754568
52	0,947227064	1,443977061	1,691295953
53	-0,26108591	0,286496457	0,332391821
54	0,345067968	0,784139273	0,587095489
55	-0,26108591	0,286496457	0,332391821
56	0,947227064	1,443977061	1,691295953
57	51,35866197	227,9707113	173,3830685
58	0,947227064	1,443977061	1,691295953
59	0,947227064	1,443977061	1,691295953
60	0,814637684	1,013305702	0,946804935
61	0,947227064	1,443977061	1,691295953
62	-0,26108591	0,286496457	0,332391821
63	51,35866197	227,9707113	173,3830685
64	0,617902916	1,463993723	1,756540543
65	0,345067968	0,784139273	0,587095489
66	0,617902916	1,463993723	1,756540543
67	0,814637684	1,013305702	0,946804935
68	0,947227064	1,443977061	1,691295953
69	0,947227064	1,443977061	1,691295953
70	2,848934578	7,643839706	2,213834457
71	0,617902916	1,463993723	1,756540543
72	0,814637684	1,013305702	0,946804935
73	2,133320409	3,768520373	3,352809577
74	0,947227064	1,443977061	1,691295953
75	-33,15983161	8,724514467	-17,84485928
76	5,036207071	2,158818649	4,2238804
77	0,617902916	1,463993723	1,756540543
78	51,35866197	227,9707113	173,3830685
79	-3,253270571	0,329084525	-2,230795511
80	0,814637684	1,013305702	0,946804935
81	0,947227064	1,443977061	1,691295953
82	0,345067968	0,784139273	0,587095489
83	0,947227064	1,443977061	1,691295953
84	2,133320409	3,768520373	3,352809577
85	0,947227064	1,443977061	1,691295953
86	2,168292386	3,166249588	1,20754568
87	2,133320409	3,768520373	3,352809577
88	2,133320409	3,768520373	3,352809577
89	0,617902916	1,463993723	1,756540543
90	2,459775306	6,368553711	5,029726549
91	2,133320409	3,768520373	3,352809577
92	2,168292386	3,166249588	1,20754568
93	0,617902916	1,463993723	1,756540543
94	0,947227064	1,443977061	1,691295953
95	0,947227064	1,443977061	1,691295953
96	0,814637684	1,013305702	0,946804935
97	2,133320409	3,768520373	3,352809577
MOYENNE	3,172492882	13,13634741	10,10407591
ECART TYPE	11,84913533	50,38560254	38,33735073
MIN	-33,15983161	-8,009304192	-17,84485928
MAX	51,35866197	227,9707113	173,3830685
MEDIANE	0,947227064	1,443977061	1,691295953

ANNEXE III-21 : Ecart relatif des impacts monétarisés

Les écarts relatifs ont été calculés par rapport au maximum des deux valeurs. Soient deux valeurs A et B, alors :

$$\text{Ecart relatif entre A et B} = \frac{\max(A, B) - \min(A, B)}{\max(A, B)}$$

Ecart relatif entre les impacts monétarisés Epuisement des ressources (ADP) et atteinte à la santé humaine (HTP)	
Scénario 0- Tout incinération	57,6%
Scénario 1- TMB compostage	75,1%
Scénario 2- TMB méthanisation compostage	79,6%
Scénario 3- CS biodéchets compostage	86,3%
Scénario 4- CS biodéchets méthanisation compostage	85,9%

Ecart relatif entre scénarios monétarisés	
S0/S1	9,7%
S0/S2	21,8%
S0/S3	3,3%
S0/S4	11,3%
S1/S2	13,4%
S1/S3	6,5%
S1/S4	1,8%
S2/S3	19,1%
S2/S4	11,8%
S3/S4	8,2%

Sigles et abréviations

ACV : analyse du cycle de vie

ADP : *abiotic depletion potential*

ADEME : agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

ASC : *alternative specific constant*

CA : communauté d'agglomération

CAP : consentement à payer

CAR : consentement à recevoir

CC : communauté de communes

CSR : combustible solide de récupération

CU : communauté urbaine

DALY : *disability adjusted life year*

DDTM : direction départementale du territoire et de la mer

DMA : déchets ménagers et assimilés

DIB : déchets industriels banals

EPCI : établissement public de coopération intercommunale

FFOM : fraction fermentescible des ordures ménagères résiduelles

GWP : *global warming potential*

HTP : *human toxicity potential*

IIA : *independence of irrelevant alternatives*

ILCD : *the international reference life cycle data system*

IRSTEA : institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture

ISDND : installation de stockage des déchets non dangereux

JRC : *joint research centre*

LR test : *Likelihood ratio test*

MCM : méthode des choix multiples

MODECOM : méthode de caractérisation des ordures ménagères

NMVOC : composés organiques volatils non méthaniques (traduction de l'anglais)

OM : ordures ménagères

OMA : ordures ménagères et assimilées

Sigles et abréviations

OMR : ordures ménagères résiduelles

PDF : *potentially disappeared fraction of species*

PDPGDND : plan départemental de prévention et de gestion des déchets non dangereux

PRG : pouvoir de réchauffement global

QALY : *quality adjusted life Year*

QCM : questionnaire à choix multiples

REOM : redevance d'enlèvement des ordures ménagères résiduelles

SETAC : Society of environmental toxicology and chemistry

SIVOM : syndicat à vocation multiple

SIVU : syndicat à vocation unique

TEOM :taxe d'enlèvement des ordures ménagères résiduelles

TMB : traitement méacno-biologique

UIOM : usine d'incinération des ordures ménagères résiduelles

Liste des Figures

Figure 1 : Schéma des principaux modes de traitement des OMR en France.....	20
Figure 2 : Composition moyenne nationale des ordures ménagères résiduelles en 2007 [12]	25
Figure 3 : Répartition des traitements des OMR en France en 2006 [14].....	26
Figure 4 : Typologie moyenne des installations de traitement mécano-biologique en Allemagne en 2010, à partir des données de l'ASA <i>Steckbriefe</i> [29]	33
Figure 5 : Typologie standard des installations de TMB en France.....	35
Figure 6 : Evolution du nombre d'installations de TMB en France depuis 2000, issue des enquêtes BIPE 2009 [30].....	36
Figure 7 : Bilan matière moyen des TMB en France, réalisé sur cinq installations, issu de [30]	37
Figure 8 : l'ACV, une démarche itérative en quatre étapes	44
Figure 9 : Règles d'allocation utilisées en ACV pour les process multi-fonctionnels.....	49
Figure 10 : Procédures d'allocation par modification des frontières : extension ou substitution	50
Figure 11 : Exemples d'allocation par répartition.....	51
Figure 12 : Processus élémentaire, flux élémentaires et flux intermédiaires d'un système.....	53
Figure 13 : Procédure de classification et de caractérisation des impacts, issue de [54]	55
Figure 14 : Exemple de schéma d'analyse de l'impact, ici selon la méthode IMPACT 2002+	58
Figure 15 : Agrégation des résultats et niveau d'information.....	59
Figure 16 : Modélisation de l'impact selon les différentes approches de spatialisation, inspiré de [35]	68
Figure 17 : Occurrence des catégories d'impact évaluées parmi nos études de cas	80
Figure 18 : Répartition des études de cas selon le nombre de catégories d'impacts analysées	82
Figure 19 : Prix d'équilibre dans le cadre d'un marché en concurrence pure et parfaite.....	107
Figure 20 : Consentement à payer du consommateur	109
Figure 21 : Maximisation des surplus du consommateur et du producteur à l'équilibre	110
Figure 22 : La pollution optimale, égalisation des bénéfices et dommages marginaux, inspiré de [166]	114
Figure 23 : Cheminement des écosystèmes et de la biodiversité vers le bien-être humain, issue de TEEB [172]	116
Figure 24 : la décomposition de la Valeur Economique Totale d'un bien ou service environnemental, d'après [173] [174].....	117
Figure 25: Classification des méthodes de monétarisation en fonction de leur cadre théorique, inspiré de TEEB [172].....	121
Figure 26 : Valeurs de la tonne d'équivalent CO ₂ selon plusieurs études de monétarisation, entre 1993 et 2005	140
Figure 27 : Facteurs influençant le comportement de choix du consommateur, inspiré de [221]	145
Figure 28 : Forme générale des courbes d'indifférence pour un panier de consommation de deux biens.....	148
Figure 29 : Pente de la courbe d'indifférence et taux marginal de substitution au point M, tirée de [221]	149
Figure 30 : Maximisation de l'utilité sous la contrainte budgétaire.....	151
Figure 31 : Représentation graphique du CAP et du CAR dans l'espace x, Q	153
Figure 32 : Représentation graphique du CAP et du CAR dans l'espace R, V	154
Figure 33 : Procédure de mise en œuvre de la méthode des choix multiples	165

Figure 34 : Etapes de mise en œuvre de la MCM auprès des enquêtés	179
Figure 35 : Effets du format des attributs environnementaux sur le processus de choix de l'enquêté	189
Figure 36 : Echelle de performance énergétique pour les émissions de CO ₂ des véhicules et pour la consommation énergétique des équipements électroménagers.....	195
Figure 37 : Echelle de positionnement des alternatives pour l'impact augmentation de l'effet de serre	197
Figure 38 : Exemple de carte de choix, avec l'échelle de valeurs et la représentation imagée	201
Figure 39 : Flux de référence pour le système étudié.....	223
Figure 40 : Présentation des scénarios de gestion des OMR modélisés pour l'ACV	225
Figure 41 : principaux types d'hypothèses et de données liées aux scénarios modélisés.....	228
Figure 42: Bilan Matière du Scénario S ₁ : TMB-Compostage sur OMR.....	233
Figure 43 : Bilan Matière du Scénario S ₂ : TMB-Méthanisation-Compostage sur OMR.....	234
Figure 44 : Bilan Matière du Scénario S ₃ : CS de biodéchets-Compostage sur déchets.....	235
Figure 45 : Bilan Matière du Scénario S ₄ : CS de biodéchets-Méthanisation-Compostage sur déchets.....	236
Figure 46 : Hypothèses de répartition du carbone biogénique.....	237
Figure 47 : Comparaison des impacts générés pour les cinq alternatives de gestion des OMR	247
Figure 48 : Comparaison des impacts évités pour les cinq alternatives de gestion des OMR.....	249
Figure 49 : Répartition des impacts générés du scénario S ₀ selon les étapes de la filière	252
Figure 50 : Répartition des impacts générés du scénario S ₁ selon les étapes de la filière	255
Figure 51 : Répartition des impacts générés du scénario S ₂ selon les étapes de la filière	256
Figure 52 : Substances contributrices à l'acidification pour les étapes de retour au sol du compost et d'incinération	257
Figure 53 : Substances contributrices à l'eutrophisation pour les étapes de retour au sol du compost et d'incinération	258
Figure 54 : Substances contributrices aux impacts toxiques et écotoxiques pour le retour au sol du compost.....	259
Figure 55 : Substances contributrices à l'épuisement des ressources naturelles.....	260
Figure 56 : Substances contributrices à la déplétion de la couche d'ozone pour l'étape de TMB	261
Figure 57 : Substances contributrices à l'augmentation de l'effet de serre pour l'incinération, le TMB et la valorisation du biogaz	263
Figure 58 : Substances contributrices à la création d'ozone photochimique pour l'incinération, le TMB et la valorisation du biogaz	264
Figure 59 : Impacts évités des cinq scénarios pour l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables.....	267
Figure 60 : Substances contributrices à l'impact évité de l'épuisement des ressources pour les étapes d'incinération, de valorisation du biogaz et des métaux	268
Figure 61 : Impacts évités des cinq scénarios pour la déplétion de la couche d'ozone	269
Figure 62 : Impacts évités des cinq scénarios pour l'écotoxicité marine.....	270
Figure 63 : Impacts évités des cinq scénarios pour l'augmentation de l'effet de serre.....	271
Figure 64 : Impacts évités des cinq scénarios pour l'atteinte à la santé humaine	272
Figure 65 : Substances contributrices à l'impact évité de l'atteinte à la santé humaine pour les étapes de la filière les plus significatives	273
Figure 66 : Répartition des choix stables et instables selon l'intervalle de présentation entre les deux cartes « doublon ».	287
Figure 67 : Répartition des choix des individus pour le bloc de cartes B ₁	288

Liste des Figures

Figure 68 : Répartition des choix des individus pour le bloc de cartes B ₂	289
Figure 69 : Difficulté ressentie de l'exercice de choix pour les groupes Ante et Post.....	294
Figure 70 : Stratégies de choix mises en œuvre par les enquêtés (déclaration).....	295
Figure 71 : Niveau d'information déclaré pour les trois catégories d'impacts	297
Figure 72 : Actions réalisées en faveur de l'environnement pour l'échantillon enquêté.....	298
Figure 73 : Répartition en quartiles des notes obtenues sur la connaissance des impacts environnementaux	300
Figure 74 : Répartition des CAP normalisés en intervalles unitaires.....	324
Figure 75 : Distribution des CAP individuels sur l'intervalle [0,2[.....	326

Liste des Figures

Liste des Tableaux

Tableau 1 : La production de déchets en France selon le secteur d'activité, données 2006 [11]	24
Tableau 2 : Classification non exhaustive de méthodes de pondération en ACV, inspirée de [137] [142]	90
Tableau 3 : Comparaison des différentes méthodes de monétarisation	123
Tableau 4 : Valeurs de la VET estimables par les méthodes de monétarisation actuelles	127
Tableau 5 : Répartition des études de monétarisation selon la méthode utilisée et selon le type de traitement étudié, adapté de [216]	133
Tableau 6 : Répartition des études de monétarisation selon la méthode employée et les substances ou polluants monétarisés	134
Tableau 7 : Répartition des études de monétarisation selon la méthode employée et selon les impacts monétarisés	135
Tableau 8 : Liste des attributs et de leurs niveaux proposés dans le questionnaire	173
Tableau 9 : Distribution des écarts entre les cartes « doublon » pour les deux jeux de cartes	209
Tableau 10 : hypothèses sur le choix des procédés de traitement biologique	229
Tableau 11 : Extrait du tableau de l'annexe III-1 sur les performances de traitement biologique	230
Tableau 12 : Hypothèses sur les performances des traitements mécaniques	231
Tableau 13 : Hypothèses de consommation des équipements de traitement des gaz	232
Tableau 14 : Performances de traitement des émissions gazeuses	232
Tableau 15 : Hypothèses sur la récupération des métaux	239
Tableau 16 : Hypothèses de valorisation et de substitution liées à l'incinération	240
Tableau 17 : hypothèses de valorisation et de substitution du biogaz	241
Tableau 18 : Hypothèses de substitution du compost par des engrais	243
Tableau 19 : Etapes et substances principalement contributrices aux impacts générés du scénario S_0	253
Tableau 20 : Temps de réponse moyen par groupe pour chacune des étapes de l'enquête	282
Tableau 21 : répartition de l'échantillon selon les versions de questionnaire	286
Tableau 22 : Tableau récapitulatif des caractéristiques socio-économiques de l'échantillon enquêté	292
Tableau 23 : Résultats du Logit conditionnel simple- modèle M_0	306
Tableau 24 : Données statistiques associées au Logit conditionnel simple- M_0	307
Tableau 25 : Résultats du modèle M_1 avec variables individuelles	311
Tableau 26 : Données statistiques associées modèle M_1	311
Tableau 27 : Résultats du modèle M_2 avec effets croisés individuels	317
Tableau 28 : Significativité des interactions attributs-variables individuelles	318
Tableau 29 : Données statistiques associées modèle M_2	319
Tableau 30 : CAP bruts pour les modèles M_0 et M_2	321
Tableau 31 : CAP normalisés pour les modèles M_0 et M_1	323
Tableau 32 : Résultats d'impacts monétarisés des cinq scénarios de gestion de déchets évalués par ACV	330
Tableau 33 : Principales variantes de la modélisation des choix, issu de [316]	404

Table des matières

Introduction générale	1
<i>Chapitre I: L'évaluation des performances environnementales de la gestion des déchets : de l'ACV à la monétarisation</i>	13
Introduction	15
1-Contexte de la gestion des déchets ménagers et place du Traitement Mécano-Biologique	17
1-1 Quelques définitions	17
1-1-1 Déchets et gestion des déchets	17
1-1-2 Modalités de la gestion des déchets sur le territoire français	20
1-1-3 Production de déchets et installations de traitement	23
1-2 Emergence de contraintes réglementaires au regard de la gestion de la fraction organique	27
1-2-1 Hiérarchisation des modes de traitement	27
1-2-2 Directive « décharge »	28
1-2-3 La mise en œuvre du Grenelle de l'Environnement	29
1-3 Essor des installations de TMB en France	30
1-3-1 L'Allemagne un pays précurseur	31
1-3-2 Etat des lieux en France	34
1-3-3 La question des performances environnementales du TMB	38
2-L'Analyse du Cycle de Vie comme outil d'évaluation environnementale pour la gestion des déchets	40
2-1 Principes et mise en œuvre de l'ACV	40
2-1-1 Historique de l'ACV	40
2-1-2 Les principes et domaines d'application de l'ACV	42
2-1-3 La définition des objectifs et du champ de l'étude	46
2-1-4 L'inventaire	53
2-1-5 L'évaluation des impacts	55
2-1-6 L'interprétation des résultats	62
2-2 Les limites de l'ACV	63
2-2-1 Limites liées au champ et aux objectifs de l'étude	63
2-2-2 Limites liées à l'inventaire	65
2-2-3 Limites liées à l'évaluation des impacts	66
2-2-4 Conclusion	69
2-3 Spécificité des ACV en gestion des déchets	70
2-3-1 Objectifs et champs de l'étude	71
2-3-1-1 Objectifs de l'étude	71
2-3-1-2 Localisation géographique et échelle territoriale	73

Table des matières

2-3-2	Définition du système étudié _____	74
2-3-2-1	Choix de l'unité fonctionnelle et du flux de référence _____	74
2-3-2-2	Frontières des systèmes : fonctionnelles et temporelles _____	76
2-3-3	Evaluation et interprétation des impacts _____	78
2-3-3-1	Méthodes de caractérisation _____	79
2-3-3-2	Choix des impacts environnementaux _____	80
2-3-3-3	Exhaustivité des impacts évalués _____	82
2-3-4	Intérêts et limites de l'ACV pour les systèmes de gestion de déchets _____	83
2-3-4-1	Intérêts de l'ACV pour l'évaluation environnementale de systèmes de gestion de déchets _____	83
2-3-4-2	Limites méthodologiques actuelles des ACV de gestion de déchets _____	84
2-3-4-3	Conclusion _____	87
2-4	La question de la pondération et de l'agrégation des résultats en ACV _____	88
2-4-1	Utilité de la pondération pour les résultats d'ACV _____	88
2-4-2	Présentation et classification des méthodes de pondération _____	90
2-4-3	Les limites de ces méthodes _____	97
2-4-4	Vers l'utilisation d'une méthode de monétarisation _____	98
	Conclusion _____	99

Chapitre II: Adaptation de la méthode des choix multiples pour la monétarisation des impacts environnementaux de la gestion des déchets ménagers évalués par l'ACV _____ 101

	Introduction _____	103
	1-Fondements théoriques de l'évaluation des impacts environnementaux _____	105
1-1	Evaluation des biens et services environnementaux _____	105
1-1-1	Pourquoi monétariser ? Rappels du contexte théorique _____	106
1-1-1-1	Concepts de marché, de prix, de consentement à payer et de valeur _____	107
1-1-1-2	Le principe d'externalité _____	111
1-1-1-3	La monétarisation : une solution pour l'internalisation des externalités environnementales _____	114
1-1-2	La décomposition de l'environnement selon la Valeur Economique Totale _____	115
1-1-2-1	La notion d'actif naturel _____	115
1-1-2-2	La notion de Valeur Economique Totale (VET) _____	117
1-1-2-3	Liens entre VET et fonctions écosystémiques _____	119
1-2	Les méthodes de monétarisation de chacun des éléments de la valeur des biens et services environnementaux _____	120
1-2-1	Classification des méthodes de monétarisation _____	120
1-2-2	Présentation des différentes méthodes de monétarisation _____	122
1-2-3	Quelles méthodes de monétarisation pour les impacts environnementaux ? _____	127
		504

1-3	La monétarisation des impacts environnementaux dans le cas de la gestion des déchets	129
1-3-1	Motifs et objectifs des études de monétarisation _____	130
1-3-2	Présentation des études de cas analysées _____	132
1-3-3	Un exemple illustratif avec la monétarisation des émissions de CO ₂ _____	140
2-Présentation de la méthode des choix multiples		143
2-1	Fondements théoriques des principales méthodes de préférences déclarées _____	143
2-1-1	Un environnement perçu dans sa globalité avec la MEC _____	144
2-1-1-1	<i>Eléments de rappel sur la théorie du consommateur</i> _____	144
2-1-1-2	<i>Formulation du CAP et de CAR à partir de la fonction d'utilité indirecte</i> _____	152
2-1-1-3	<i>Construction du modèle économétrique et estimation des CAP</i> _____	155
2-1-2	Un environnement perçu de façon multidimensionnelle avec la MCM _____	158
2-1-2-1	<i>Les théories de Lancaster et de l'utilité aléatoire</i> _____	158
2-1-2-2	<i>Formulation des CAP à partir de l'utilité indirecte</i> _____	160
2-1-2-3	<i>Formulation de la probabilité de choix et de la log-vraisemblance</i> _____	161
2-1-3	Justification du choix de la méthode pour la monétarisation des impacts environnementaux _____	163
2-2	Mise en œuvre de la méthode des choix multiples pour des impacts environnementaux issus d'une ACV _____	165
2-2-1	Définition du service environnemental et de l'échantillon _____	166
2-2-1-1	<i>Définition du service environnemental</i> _____	166
2-2-1-2	<i>Définition de l'échantillon</i> _____	167
2-2-2	Construction des cartes de choix _____	168
2-2-2-1	<i>Le choix des attributs</i> _____	168
2-2-2-2	<i>Choix des niveaux d'attributs</i> _____	171
2-2-2-3	<i>Le nombre d'alternatives sur une carte de choix</i> _____	173
2-2-2-4	<i>Le nombre de cartes par enquêtés</i> _____	174
2-2-2-5	<i>Réalisation du plan d'expérience</i> _____	176
2-2-3	Construction de l'enquête _____	178
2-3	Les limites générales de la méthode _____	180
2-3-1	Complexité de l'exercice de choix et charge cognitive _____	180
2-3-2	Effet d'apprentissage et de lassitude _____	182
2-3-3	Préférences et choix lexicographiques _____	183
2-3-4	Cohérence des choix avec les fondements théoriques de la MCM _____	184
2-4	Conclusion _____	185
3-Propositions d'adaptation de la méthode		187
3-1	Identification des limites pour des attributs-impacts environnementaux _____	187
3-1-1	Complexité et compréhension des attributs environnementaux _____	188
3-1-2	Connaissances et intérêt des individus pour le sujet _____	190
3-1-3	Effets d'apprentissage et de lassitude _____	191
3-1-4	Choix incohérents et préférences lexicographiques _____	192
		505

3-2	Propositions de résolution	193
3-2-1	Complexité du sujet et apport d'information	193
3-2-1-1	Représentation imagée	194
3-2-1-2	Version Ex Ante du questionnaire	202
3-2-1-3	Question sur la difficulté et la compréhension de l'exercice pour les deux versions	204
3-2-2	Connaissance des individus et intérêt vis à vis l'environnement	205
3-2-2-1	Version Ex Post du questionnaire avec questions	206
3-2-2-2	Question sur actions et sensibilité à l'environnement	206
3-2-3	Effet d'apprentissage et de lassitude, stabilité des choix	208
3-2-3-1	Contrôle des effets d'apprentissage et de lassitude	208
3-2-3-2	Test de stabilité, un élément de la rationalité des choix	209
3-2-4	Mise en place du Débriefing collectif	210
3-3	Conclusion	211
Conclusion		213

Chapitre III: Mise en œuvre de l'ACV et de la MCM pour l'estimation des CAP relatifs aux trois catégories d'impacts environnementaux **217**

Introduction	219
1-ACV de cinq scénarios de gestion de déchets	221
1-1	Définition des objectifs 221
1-1-1	Objectif de l'étude et unité fonctionnelle 222
1-1-2	Description des scénarios évalués 224
1-2	Inventaire et évaluation des impacts 227
1-2-1	Généralités sur les hypothèses 227
1-2-2	Les typologies de traitement et d'équipement 228
1-2-2-1	Les traitements biologiques 229
1-2-2-2	Les traitements mécaniques 231
1-2-2-3	Le traitement des émissions gazeuses 231
1-2-3	Les principaux bilans de flux 233
1-2-3-1	Bilan matière 233
1-2-3-2	Bilan sur le contenu carbone 236
1-2-3-3	Bilan sur le contenu azote 237
1-2-4	La qualité, la valorisation et la substitution des sous-produits 238
1-2-4-1	Les métaux 238
1-2-4-2	Les refus et autres déchets incinérés 239
1-2-4-3	Le biogaz 241
1-2-4-4	Le compost 242
1-2-5	La collecte et le transport 243
	506

Table des matières

1-2-6	Evaluation des impacts _____	244
1-3	Résultats _____	245
1-3-1	Comparaison globale des scénarios _____	246
1-3-1-1	<i>Impacts générés</i> _____	246
1-3-1-2	<i>Impacts évités</i> _____	248
1-3-1-3	<i>Conclusion</i> _____	250
1-3-2	Focus sur les impacts générés _____	251
1-3-2-1	<i>Focus sur le scénario de référence S_0 - Tout incinération</i> _____	252
1-3-2-2	<i>Focus sur les scénarios S_1 et S_2 - groupe traitement mécano-biologique</i> _____	255
1-3-2-3	<i>Conclusion</i> _____	265
1-3-3	Focus sur les impacts évités _____	266
1-3-3-1	<i>Catégories d'impacts avec résultats différenciés</i> _____	266
1-3-3-2	<i>Catégories d'impacts monétarisées</i> _____	270
1-3-3-3	<i>Conclusion</i> _____	274
1-4	Conclusion _____	275
2-Mise en œuvre de la méthode de choix multiples, estimation des CAP et application aux résultats d'ACV _____		278
2-1	Réalisation de l'enquête _____	278
2-1-1	Echantillonnage _____	279
2-1-2	Déroulement de l'enquête _____	280
2-1-3	Retour des enquêtés _____	282
2-2	Caractéristiques de l'enquête et des enquêtés _____	285
2-2-1	Versions de questionnaire et choix des individus _____	285
2-2-1-1	<i>Versions de questionnaire et stabilité des choix</i> _____	285
2-2-1-2	<i>Choix des individus pour les deux blocs d'alternatives</i> _____	287
2-2-2	Variables socio-économiques _____	291
2-2-3	Variables comportementales _____	293
2-2-3-1	<i>Exercice de choix</i> _____	293
2-2-3-2	<i>Niveau d'information</i> _____	296
2-2-3-3	<i>Attitudes environnementales et sensibilité</i> _____	298
2-2-3-4	<i>Connaissances sur les impacts environnementaux</i> _____	299
2-2-4	Conclusion _____	302
2-3	Spécification du modèle économétrique et estimation des CAP _____	303
2-3-1	Spécification du modèle économétrique _____	303
2-3-1-1	<i>Analyse du modèle Logit conditionnel simple</i> _____	304
2-3-1-2	<i>Amélioration du modèle M_0 avec introduction de variables individuelles</i> _____	309
2-3-1-3	<i>Limite du modèle (non respect de l'IIA)</i> _____	312
2-3-1-4	<i>Choix et analyse d'un modèle incluant de l'hétérogénéité individuelle</i> _____	314
2-3-1-5	<i>Conclusion</i> _____	319
2-3-2	Calcul et Expression des CAP _____	320
		507

Table des matières

2-3-2-1	<i>Formule empirique</i>	320
2-3-2-2	<i>Résultats bruts (en €/kg)</i>	321
2-3-2-3	<i>Résultats normalisés (en €/%)</i>	322
2-3-2-4	<i>Conclusion</i>	327
2-4	Application aux résultats ACV	328
2-4-1	Monétarisation des scénarios	329
2-4-2	Discussion	331
2-5	Perspectives d'amélioration de la méthode	333
2-5-1	Construction et déroulement de l'enquête	333
2-5-1-1	<i>Construction des cartes de choix</i>	334
2-5-1-2	<i>Construction du questionnaire individuel</i>	335
2-5-1-3	<i>Choix et taille de l'échantillon</i>	336
2-5-2	Choix du modèle économétrique	337
2-5-3	Limites	340
	Conclusion	342
	Conclusion générale	345
	Bibliographie	357
	Annexes	383
	Sigles et abréviations	495
	Liste des Figures	497
	Liste des Tableaux	501
	Table des matières	503

Résumé

L'Analyse du Cycle de Vie est un des outils d'évaluation environnementale les plus utilisés dans le cadre de la décision locale relative à la gestion des déchets. Il fournit des résultats multicritères sous forme des catégories d'impacts environnementaux potentiels, néanmoins complexes et difficilement appropriables pour des personnes non averties. Ce manque d'appropriation des résultats d'ACV par les différents acteurs locaux de la gestion de déchets conduit souvent à une non intégration des critères environnementaux dans la décision. La question est alors de rechercher une méthode permettant une meilleure appropriation de ces résultats d'ACV, par les décideurs et par les citoyens.

Cette thèse propose d'approcher la question de l'appropriation des résultats d'ACV au travers l'utilisation d'une méthode de monétarisation, la Méthode des Choix Multiples (MCM). Cette méthode permet de révéler les préférences des individus concernant les impacts environnementaux de la gestion des ordures ménagères résiduelles. Ces préférences individuelles sont exprimées sous forme de consentements à payer (*CAP*) autorisant la construction d'un *jeu* de pondération des résultats d'impacts à destination des décideurs. Le choix de la *MCM* pour la monétarisation des impacts a été justifiée puis expliquée au regard du cadre théorique de l'évaluation des biens environnementaux non marchands.

Cette méthode a été adaptée à la velléité de monétarisation de trois impacts environnementaux, préalablement choisis : l'augmentation de l'effet de serre (enjeu international), l'épuisement des ressources non renouvelables (enjeu géopolitique) et l'atteinte à la santé humaine (enjeu local). La mise en œuvre de la méthode des choix multiples puis l'exploitation de ces résultats a conduit à l'estimation de *CAP* individuels, par l'intermédiaire d'un modèle économétrique Logit multinomial. Ces *CAP* individuels soulignent une hétérogénéité inter-impacts attendue, mais aussi une hétérogénéité individuelle intra-impact, soulignant la nécessité de recourir à un *CAP* médian pour exprimer au mieux un compromis de l'ensemble des préférences individuelles.

Enfin, seul le passage à une échelle pilote (plutôt qu'une échelle test) permettrait d'évaluer l'efficacité de la *MCM* dans une démarche d'appropriation des résultats d'ACV par les citoyens et les décideurs concernés.

Mots clés

monétarisation, consentement à payer, méthode des choix multiples, impacts environnementaux, analyse du cycle de vie, gestion des déchets

Abstract

Life Cycle Assessment is one of the most environmental assessment tools used in local decision making of waste management. LCA provides multicriteria results in terms of potential environmental impacts that are complex and difficult to appropriate when people are not experienced with LCA. This lack of LCA results appropriation by the different local stakeholders in waste management leads to the absence of environmental criteria in the decision making. The research of a method offering a better understanding of LCA results for citizens and decision-makers could change it.

This PhD work aims to investigate the question of LCA results appropriation through the use of a monetization method, the Choice Experiment (CE). This method allows revealing individual preferences about environmental impacts of waste management systems. These preferences are expressed in terms of Willingness-To-Pays (WTPs) that are then used for the construction of a weighting set for the environmental impacts. This weighting set will be then theoretically used by decision makers. The choice of the CE method for the monetization of environmental impacts was justified then explained according to the theoretical framework of environmental non-market goods assessment.

This method was adapted for the monetization of three environmental impacts that were previously selected: the global warming (international issue), the abiotic depletion (geopolitical issue) and the human toxicity (local issue). The implementation of the CE method then the results analysis drove to the individual WTPs estimation thanks to the use of an econometrical model, namely a Multinomial Logit. These individual WTPs underline an expected heterogeneity between impacts, and an individual heterogeneity (intra-impact) that highlights the necessity to take into account a median WTP in order to express as much as possible a compromise of these individual preferences as a whole.

Lastly, the setting up of this method to a higher experimental scale ("real citizens") allows us assessing the interest of the CE method for the question of LCA results appropriation by citizens and decision makers.

keywords

monetization, willingness-to-pay, choice experiment, environmental impacts, life cycle assessment, waste management