



HAL
open science

**Décision publique et évaluation environnementale :
retours d'expérience sur l'usage de l'Analyse du Cycle
de Vie (ACV) par des gestionnaires de déchets
municipaux Livrable Final du projet PRODDEVAL**

Rémi Barbier, Lynda Aissani, Christophe Beurois, Katharina Schlierf, Paul
Ward-Perkins, Jacques Méry

► **To cite this version:**

Rémi Barbier, Lynda Aissani, Christophe Beurois, Katharina Schlierf, Paul Ward-Perkins, et al.. Décision publique et évaluation environnementale : retours d'expérience sur l'usage de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) par des gestionnaires de déchets municipaux Livrable Final du projet PRODDEVAL. [Rapport de recherche] irstea. 2014, pp.38. hal-02605681

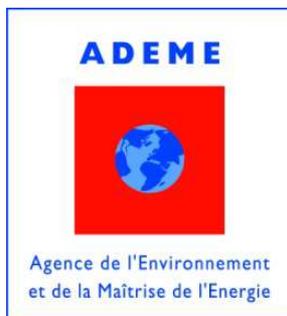
HAL Id: hal-02605681

<https://hal.inrae.fr/hal-02605681>

Submitted on 16 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.



Décision publique et évaluation environnementale : retours d'expérience sur l'usage de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) par des gestionnaires de déchets municipaux

Livrable Final du projet PRODDEVAL
OCTOBRE 2014

Barbier Remi, Engées ; Aissani Lynda, Irstea ; Beurois Christophe,
Médiation & Environnement ; Katharina Schlierf ; Paul Ward-Perkins,
Engées ; Mery Jacques, Irstea

Coordinateur Technique : Elisabeth Poncelet
Ademe Direction Déchets et Sols
20 avenue du Grésillé
BP90406
49000 Angers cedex 1



Décision publique et évaluation environnementale : retours d'expérience sur l'usage de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) par des gestionnaires de déchets municipaux - Livrable Final projet Proddeal

10/2014

L'ADEME en bref

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) est un établissement public sous la tutelle conjointe du ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer et du ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche. Elle participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable. L'agence met ses capacités d'expertise et de conseil à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public et les aide à financer des projets dans cinq domaines (la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, la qualité de l'air et la lutte contre le bruit) et à progresser dans leurs démarches de développement durable.

www.ademe.fr

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par la caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Table des matières

Liste des sigles	4
Résumé du projet/ Project Abstract.....	5
Introduction	7
1 Eléments de cadrage	7
1.1. Etudier l'outillage de la décision publique.....	7
1.2. Méthodologie de l'enquête empirique.....	8
2 Un outil d'évaluation environnementale : l'ACV	9
2.1 Présentation technique de l'ACV	9
2.2 L'ACV : essor et usages	12
3 Pourquoi et comment réaliser une évaluation environnementale ?	14
3.1 Logiques de recours à l'outil par les collectivités.....	14
3.2 Modalités de mise en œuvre	15
4 Quels sont les effets observables ?	16
4.1 Des effets difficiles à saisir	16
4.2 Des ACV qui confortent des choix.....	17
4.3 Des ACV qui déplacent des controverses	18
5 La question des odeurs et de la toxicité en ACV – Une réponse territorialisée	19
6 Recommandations opérationnelles : « Pour un usage raisonné de l'ACV »	24
7 Pour aller plus loin : ACV et démocratie technique.....	25
Conclusions	28
Références bibliographiques	30
Synthèse des valorisations des avancées et résultats du projet PRODDEVAL	33

Liste des sigles

ACV = Analyse du Cycle de Vie

AHP = Analytical Hierarchical Process

APC = Autorité Publique Compétente

ASTEE = Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement, ex-AGHTM

COVNM = Composé Organique Volatil Non Méthanique

EHESS = École des hautes études en sciences sociales

ISO = International Standard Organization

JRC = European Commission Joint Research Centre

LCA = Life Cycle Assessment

MO = Maîtrise d'Ouvrage

OEE = Outil d'Evaluation Environnementale

ORDIF = Observatoire Régional des Déchets d'Île-de-France

PRODDEVAL = PROcessus Décisionnel Déchets et EVALuation

TMB = Traitement Mécano-Biologique

USEtox = the UNEP-SETAC toxicity model

WRATE = The Waste and Resources Assessment Tool for the Environment

Résumé du projet/ Project Abstract

La mise en place de nouvelles installations de traitement de déchets municipaux se voit souvent confrontée à des controverses locales importantes concernant notamment leur impact sur l'environnement et la santé des riverains. Pour faire la preuve de la pertinence environnementale de leurs choix, les collectivités ont de ce fait de plus en plus recours à des outils d'évaluation environnementale à caractère systémique. Par ailleurs, les évaluations environnementales des scénarios de gestion de déchets envisagés sont devenues obligatoires pour les plans de gestion des déchets. Il est possible de dénombrer trois grands types de méthodologie d'évaluation environnementale : l'Analyse du Cycle de Vie, l'Empreinte Ecologique et le Bilan Carbone® ou Bilan gaz à effet de serre. Dans ce contexte, les objectifs du projet PRODDEVAL sont (i) de comprendre la place des outils d'évaluation environnementale dans le processus décisionnel et dans le dialogue public en matière de gestion des déchets (rôles de « langage de discussion » ou de « juge de paix » par exemple) ; (ii) d'analyser leur efficacité au regard de leurs cibles et de leurs usages et (iii) d'améliorer ces outils en tant que supports aux processus décisionnels, au regard des besoins identifiés.

La méthodologie employée se décline en quatre étapes :

- Inventaire de situations d'usage de ces outils au cours de processus décisionnel ;
- Monographie et analyse sociotechnique d'études de cas ;
- Bilan et émergence de modalités de déploiement visant à une meilleure intégration au processus ;
- Tentative de conception d'un outil amélioré au regard des enjeux mis en lumière.

Cette dernière étape sera menée en parallèle, sous forme d'un travail de thèse (ADEME) intitulé « Méthodologies d'évaluation locale de la toxicité et des odeurs intégrées à l'Analyse du Cycle de Vie déployées dans un processus décisionnel de gestion des déchets ».

Les résultats attendus à l'issue de ce projet sont la mise en évidence des usages et effets sociaux de ces outils et de leur adéquation ou inadéquation aux modalités actuelles de décision et de concertation dans le domaine de la gestion des déchets. Ces résultats doivent nous permettre de répondre aux questions suivantes : les réponses apportées par de tels outils sont-elles suffisantes pour les parties intéressées ? Comment doivent-ils être conçus et mis en œuvre pour répondre aux diverses attentes des collectivités et des parties prenantes ?

The introduction of new municipal waste treatment facilities is frequently faced with significant local controversy particularly concerning their impact on the environment and health. To demonstrate the environmental relevance of their choices, the local authorities thereby have increased their use of systemic environmental assessment tools. Besides the environmental assessment of waste management scenarios have become compulsory for waste management plans. There are three main types of environmental assessment methodology: Life Cycle Assessment, Ecological Footprint or Carbon Footprint. In this context, the objectives of the PRODDEVAL project are (i) to understand the role of environmental assessment tools into decision-making and for public dialogue in the field of waste management (role of "language focus" or "judge of peace" for example), (ii) to analyze their efficiency in terms of their targets and their uses, and (iii) to improve these tools as supports decision-making with regard to the identified needs.

The methodology consists in four steps:

- Inventory of situations to use these tools in decision-making;
- monograph and socio-technical analysis of case studies;
- review and emerging deployment keys for a best integration in the decision-making process;
- Attempt to design an improved tool in terms of highlighted issues.

This last step will be conducted in parallel, as a thesis (ADEME) entitled "Methodologies for local assessments of toxicity and odours incorporated into the Life Cycle Assessment for a waste management decision-making".

Expected results at the end of this project are the identification of uses and social effects of these tools and their adequacy or inadequacy of existing arrangements for consultation and decision-making in the field of waste management. These results should allow us to answer the following questions: Are the answers provided by these tools sufficient to stakeholders? How should they be designed and implemented to answer the diverse needs of local authorities and stakeholders?

Introduction

En matière de décision publique et dans le domaine des déchets plus précisément, on observe un recours croissant aux outils d'évaluation environnementale, de type Analyse du Cycle de Vie (ACV) ou bilan effet de serre par exemple. Leur utilisation est dans certains cas d'espèce favorisée par la réglementation, et leur déploiement se fait de manière plus ou moins participative. Cependant, on ne dispose que de peu de retour sur leur utilisation et sur leurs effets. Les travaux que nous avons menés dans le cadre du projet PRODDEVAL, croisant analyse bibliographique, enquêtes de terrain et ateliers avec des professionnels, permettent de mieux comprendre la place et le rôle de ces outils d'évaluation au cours d'un processus décisionnel en matière de gestion des déchets, le cas échéant jusque dans la phase de dialogue public. Plus précisément nous avons abordé les questions suivantes : Quel rôle ces outils sont-ils susceptibles de jouer au sein du système d'acteurs ? Quels sont les débats qu'ils permettent de clore, quels sont ceux qu'ils déplacent, quels sont ceux encore qu'ils ouvrent ? Comment les acteurs s'en saisissent-ils ? Comment s'insèrent-ils dans le débat public et le processus de décision ? Les modifient-ils ? Dans une première partie, nous introduisons la problématique ainsi que les éléments de méthodologie de l'enquête de terrain. Dans une seconde partie, nous présentons le principal outil d'évaluation environnementale étudié, l'Analyse de Cycle de Vie (ACV). Nous nous intéressons, ensuite, à la mise en œuvre de l'évaluation environnementale : pourquoi des autorités publiques y recourent-elles et comment et par qui les évaluations sont-elles conduites ? La question des effets de ces outils sur le processus décisionnel sera alors traitée. Puis nous aborderons la problématique de l'évaluation des impacts locaux en ACV et proposerons une réponse territorialisée. Enfin, les recommandations quant à l'usage de l'ACV dans un processus décisionnel en matière de gestion des déchets, issues de ce travail de recherche, seront détaillées et une mise en perspective en termes de démocratie technique sera proposée pour aller plus loin.

Ce rapport est le livrable final public des résultats du projet Proddeval. Deux autres rapports sont disponibles sur demande (mail contact : lynda.aissani@irstea.fr et remi.barbier@engees.unistra.fr) :

- Le livrable 1 « 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 » (2012) ;
- Le livrable 2 « Contributions à l'étude de l'insertion de l'évaluation environnementale dans les processus de décision de gestion des déchets » (2014).

Les auteurs feront référence à ces livrables dans ce rapport mais aussi au manuscrit de thèse de Mathilde Marchand (travail de thèse intégré à ce projet de recherche et soutenu en avril 2014) « Considération de la différenciation spatiale dans l'évaluation des impacts environnementaux locaux au moyen de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) – Application à la gestion des déchets ménagers » consultable au <http://hal.archives-ouvertes.fr/tel-00866318/>.

1 Eléments de cadrage

1.1. Etudier l'outillage de la décision publique

Notre travail s'inscrit dans un contexte de recomposition globale des processus de décision et de gouvernance en matière de gestion des déchets. Cette recomposition opère selon trois lignes de force principales que nous rappelons brièvement :

- la volonté d'articulation entre, d'une part, les dimensions stratégiques / territoriales et, d'autre part, les décisions opérationnelles / locales, via la planification de la gestion des déchets non dangereux, obligatoire depuis 1992 et pilotée par les Conseils Généraux suite à la décentralisation de 2004 ;
- la mise en œuvre d'une gouvernance se revendiquant davantage concertée, qui se traduit aussi bien au niveau de la planification avec l'ouverture des commissions d'élaboration des plans qu'au niveau local avec une gamme très diversifiée de modalités d'association des parties prenantes ;

- la montée en puissance des dispositifs de quantification des impacts environnementaux, qui ajoutent l'espace du calcul environnemental aux espaces déjà constitués et instrumentés des calculs techniques et économiques, et qui sont au cœur de notre enquête.

De manière générale, l'intérêt des sciences sociales pour l'outillage ou l'instrumentation de la décision publique est ancien. On peut citer notamment l'article pionnier de C. Henry (1984) sur « la microéconomie comme langage et enjeu de négociation, dans lequel l'auteur montre que les associations de protection de la nature, d'abord méfiantes vis-à-vis de ces calculs destinés à évaluer des travaux d'aménagement de rivière au Royaume-Uni, découvrent progressivement « que le langage des modèles microéconomiques peut être un bon langage de contestation publique (...) sur lequel il peut y avoir un intérêt à peser ».

Les travaux de sciences sociales ont cherché en particulier à rendre compte des usages des outils d'aide à la décision. Dans une étude récente, des chercheurs de l'IDDRI (Institut du Développement Durable et des Relations Internationales) mettent ainsi en évidence trois grands types d'usage potentiel des évaluations de service écosystémiques pour la décision (Billé, Laurans et al. 2012) :

- un usage ex ante par un décideur ayant à choisir entre plusieurs options ;
- un usage ex post, par exemple pour déterminer une compensation suite à un aménagement ;
- un usage informatif plus général, destiné par exemple à sensibiliser ou à justifier une politique.

Dans un travail sur l'ACV, J. Powell reprend une autre typologie, introduite par Rossi et Freeman, qui distingue pour sa part : l'usage « direct », lorsque l'étude fournit aux commanditaires les informations nécessaires pour prendre la « meilleure décision » par rapport à un objectif donné ; l'usage « conceptuel », quand l'outil est envisagé comme un moyen d'ouvrir la discussion entre les acteurs, ce qui rejoint la notion de langage de négociation de Henry ; enfin, l'usage « persuasif » où l'enjeu est surtout de justifier une décision prise (du moins partiellement) en amont du processus. Ces différents usages se retrouveront dans nos situations empiriques. Certains travaux montrent également que le déploiement de certains outils doit beaucoup aux efforts des communautés scientifiques qui les portent.

1.2. Méthodologie de l'enquête empirique

Le travail empirique s'est déroulé en plusieurs étapes. Nous avons commencé par un inventaire des situations d'usage de ces outils au cours de processus décisionnels, en France et à l'étranger. En combinant diverses sources, cet inventaire a permis d'identifier trente-quatre cas de mobilisation d'un outil d'évaluation environnementale dans un processus décisionnel (choix de projet, choix de site, planification), pour lesquels les éléments d'information obtenus se sont révélés être très hétérogènes (cet inventaire a fait l'objet du Livrable 1 de Proddeval). Sur cette base, nous avons opéré une sélection de terrains ayant fait l'objet d'une analyse approfondie en raison d'un usage plus abouti de l'outil d'évaluation environnementale :

- deux terrains sont situés en France¹ et concernent l'un, un processus de validation de filière (incinération) par un maître d'ouvrage (syndicat intercommunal Otopia), l'autre, un exercice de planification avec également un enjeu de validation de filière pour les déchets ultimes (département Agrurie)² ;
- deux terrains sont situés en Italie et concernent, l'un une démarche de planification régionale (Lombardie) et l'autre, la construction contestée d'un incinérateur pour l'agglomération turinoise³.

Dans tous ces terrains, c'est l'ACV qui a été utilisée. Dans chaque cas, nous nous sommes entretenus avec les principaux acteurs et nous avons consulté la littérature grise relative à chaque cas. L'objectif était notamment de retracer les différents « avatars » de l'ACV, un avatar étant défini par une forme et un public destinataire, par exemple une commande avec ses objectifs dans un cahier des charges, un rapport intermédiaire discuté en comité de pilotage et annoté par le commanditaire, des tableaux de résultats dans une présentation publique... Ces enquêtes de terrain ont été complétées par une série d'entretiens téléphoniques courts avec divers praticiens européens : leur objet premier était d'identifier des cas d'usage intéressants mais ils ont également été l'occasion de recueillir d'intéressants dires d'experts.

Enfin, nous avons procédé à une mise en débat de nos résultats avec des professionnels au cours de trois ateliers organisés en partenariat avec l'Observatoire Régional des Déchets d'Île de France (ORDIF) (le déroulement et l'analyse de ces ateliers font l'objet du livrable 2 du projet Proddeval). Le panel d'acteurs a été recruté par appel à manifestation d'intérêt auprès des adhérents de l'ORDIF. Une quinzaine de

¹ Pour des raisons de confidentialité, nous avons rendu anonyme les noms des deux collectivités françaises.

² L'analyse de ces deux monographies françaises sont disponibles dans le livrable 1 du projet Proddeval.

³ L'analyse de ces deux monographies italiennes sont disponibles dans le livrable 2 du projet Proddeval.

participants ont fait acte de candidature, techniciens de syndicats de gestion de déchets pour deux-tiers et de représentants de prestataires de service pour un tiers. En raison des aléas des agendas des participants, le nombre de participants a oscillé (9 participants pour le premier atelier, 6 pour le second et 7 pour le dernier), mais il est resté cependant suffisamment varié dans sa composition pour permettre une bonne richesse des échanges et une bonne variabilité des points de vue.

Nos résultats sont naturellement liés de manière étroite aux situations d'usage étudiées, qui concernent des autorités publiques compétentes (APC) en matière de déchets, responsables de la planification ou du choix des filières de gestion. Nous n'avons donc pas étudié les situations dans lesquelles le calcul environnemental serait mobilisé par exemple comme un outil d'optimisation de procédés déjà en place. Ces situations offrent vraisemblablement un espace large aux outils d'évaluation environnementale, dont les résultats seront d'autant plus facilement pris en compte qu'ils coïncideront avec l'obtention de gains financiers, comme c'est typiquement le cas d'une amélioration énergétique permettant de progresser sur le double plan environnemental et économique.

2 Un outil d'évaluation environnementale : l'ACV

Nous avons essentiellement travaillé sur l'ACV. Par rapport aux autres outils d'évaluation environnementale (OEE)⁴ comme le Bilan effet de serre ou l'Empreinte Ecologique, l'ACV se caractérise par son caractère holistique, susceptible de prendre en compte jusqu'à une dizaine d'impacts différents, et des résultats moins « intuitifs » que l'Empreinte Ecologique par exemple, et dont la compréhension exige un réel coût d'accès.

2.1 Présentation technique de l'ACV

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est un outil normalisé (ISO14040 2006; ISO14044 2006) qui a pour objectif d'évaluer les impacts environnementaux potentiels d'un produit, d'un procédé, d'un système ou d'un service en considérant toutes les étapes de son cycle de vie, de l'extraction des ressources naturelles, en passant par la conception et l'usage du produit, jusqu'à sa fin de vie. Développé aux Etats-Unis dans les années 60 à la demande d'industriels, cet outil a fait l'objet d'un important développement en Europe, dans les années 90, afin de comparer les impacts environnementaux potentiels de différents systèmes (produits ou services) pourvoyant une même fonction. Ce développement a conduit au premier guide de bonnes pratiques *Guidelines for Life-Cycle Assessment: a Code of Practice* en 1993 édité par la SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) qui devient la communauté scientifique de l'ACV. Le terme « impact environnemental potentiel » est alors utilisé car les impacts calculés ne sont pas des impacts réels du fait de la mauvaise connaissance, d'une part, des mécanismes d'apparition des impacts (effets des substances) et, d'autre part, du devenir des substances émises dans l'environnement. Depuis le début des années 2000, la plateforme européenne d'ACV produit des documents cadres pour l'utilisation de l'ACV dans certains domaines thématiques (ILCD Handbook). Le coût d'une ACV s'échelonne généralement de 10 000 euros à 100 000 euros et la durée de 6 mois à 1 an généralement. Le coût dépend principalement de la complexité du ou des systèmes étudiés et de la disponibilité des données.

Champ et objectifs

Les normes ISO 14040 et 14044 définissent le cadre conceptuel et les lignes directrices de la conduite d'une ACV. Une ACV se décline en quatre étapes permettant, dans un premier temps, de définir qualitativement et quantitativement les systèmes étudiés, et dans un deuxième temps, d'évaluer qualitativement et quantitativement les impacts environnementaux potentiels de ces systèmes (Figure 1). L'ACV s'appuie sur un bilan qualitatif et quantitatif des rejets et consommations matière et énergie sur l'ensemble du cycle de vie d'un système et leur traduction en impacts environnementaux potentiels. Les spécificités de l'ACV sont de deux ordres : la « pensée cycle de vie » et la quantification des impacts. La « pensée cycle de vie » permet de prendre en compte toutes les étapes du cycle de vie d'un système allant de l'extraction des matières premières, en passant par l'étape de fabrication, l'étape d'utilisation jusqu'à sa fin de vie. Tout au long du cycle de vie, les flux entrants et sortants de l'environnement sont identifiés et quantifiés afin d'identifier et

⁴ Nous utiliserons indifféremment les expressions « outil d'évaluation environnementale » ou « calcul environnemental » pour désigner des méthodes formalisées de quantification des enjeux environnementaux dont les résultats ont vocation à être mobilisés en appui à la décision.

quantifier leurs impacts environnementaux associés tels que le changement climatique, l'eutrophisation des eaux, etc. (Figure 2).

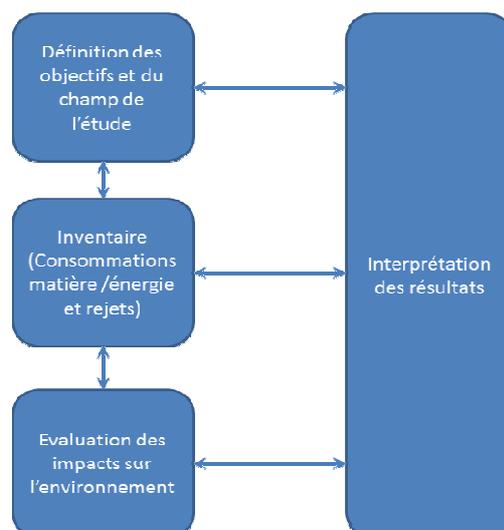


Figure 1 : Les quatre étapes de l'ACV

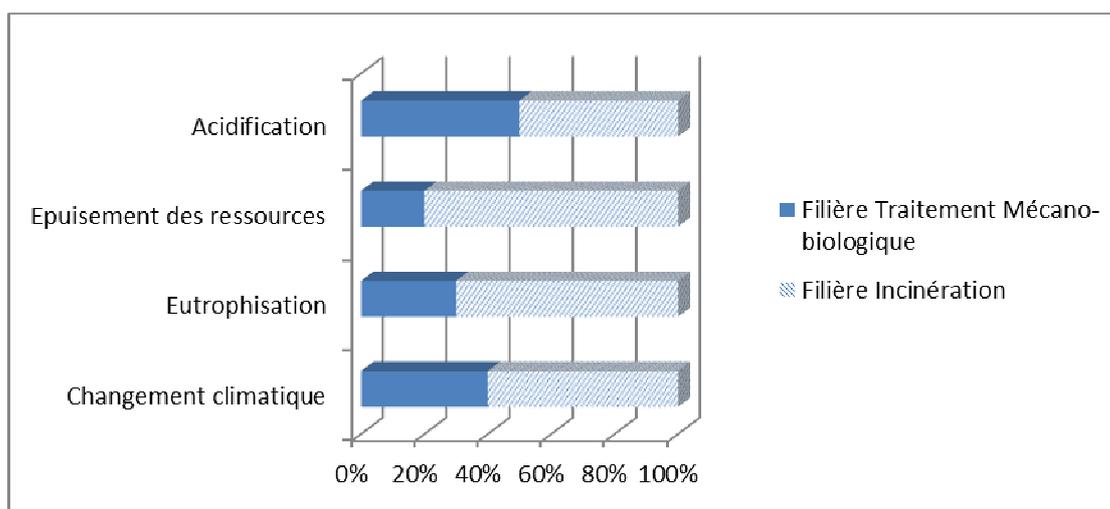


Figure 2 : Exemple de résultats d'ACV pour la comparaison de deux filières de traitement des déchets

Cet outil trouve aujourd'hui des applications de plus en plus variées et est utilisé pour différentes finalités :

- Outil d'aide à la décision dans le cadre de politiques ou de plans ;
- Sélection de procédés et/ou de produits présentant les « meilleures » performances environnementales ;
- Identification des possibilités d'améliorations des performances environnementales ;
- Définition et quantification des indicateurs de performances environnementales pertinents notamment dans le cadre de la politique d'affichage environnemental.

Atouts et limites

Une des principales forces de l'ACV est son caractère holistique qui permet d'identifier des transferts d'impact tant d'une étape à l'autre du cycle de vie (grâce à la pensée cycle de vie) que d'un impact à l'autre (grâce à l'exhaustivité des impacts évalués).

La mise en application de la « pensée cycle de vie » entraîne cependant, des limites inhérentes à son caractère holistique donc des limites, en grande majorité, d'ordre pratique. Il apparaît également, que l'étape d'évaluation des impacts est l'étape soumise au plus grand nombre de limites. Ces limites sont d'ordre méthodologique, pour la plupart en termes de quantification des impacts.

Usage pour la gestion des déchets

Historiquement l'ACV permettait l'évaluation environnementale de produits, les premiers demandeurs étant les industriels et la première utilisation étant celle de Coca Cola en 1969 pour l'évaluation des contenants de boisson (bouteille, canette,...). Il s'agissait dans un premier temps de faire des bilans matière et énergie sur les produits dans un contexte de crise énergétique, après les deux chocs pétroliers successifs. Les déchets produits ont ensuite également été pris en compte. Puis la finalité de l'évaluation a évolué vers l'écoconception de produits puis de systèmes pour maintenant tendre vers une réflexion autour de l'économie de fonctionnalité et la dématérialisation des services. Ces dix dernières années avec l'évolution des contraintes réglementaires quant à la gestion de la fin de vie des produits et la gestion des déchets de manière plus générale, des utilisations de l'ACV centrées sur la gestion des déchets ont été observées. La fin de vie des produits devient donc le cœur du système évalué et possède son propre cycle de vie. Ce focus sur la fin de vie entraîne des adaptations méthodologiques particulières de l'ACV :

- l'unité fonctionnelle – l'unité servant de base à la comparaison des systèmes en qualifiant et quantifiant le service rendu (par exemple traiter la quantité annuelle de déchets produits par une collectivité) - est construite au regard de l'entrant (les déchets à traiter) alors que généralement (pour une ACV produit ou procédé) elle est construite au regard du sortant (le produit ou le service généré) ;
- les déchets à traiter sont considérés comme ne portant aucune charge environnementale préalable (« zero burden assumption ») (Ekvall, Assefa et al. 2007);
- les procédés de valorisation matière et énergie entraînent l'utilisation de la notion d'impacts évités modélisés grâce à la règle d'allocation d'extension des frontières (appelée également substitution) par soustraction (Heijungs and Guinée 2007).
- Des logiciels dédiés à l'évaluation des systèmes de gestion des déchets ont été développés depuis une dizaine d'années tels que Wisard, Awast, Orware, Easewaste,...

De manière plus générale⁵, une des grandes particularités des ACV déchets est dans la définition du périmètre de l'étude. En effet, dans ces études, le terme « cycle de vie » commence dès que le produit devient un déchet et que le propriétaire souhaite s'en débarrasser (Figure 3).

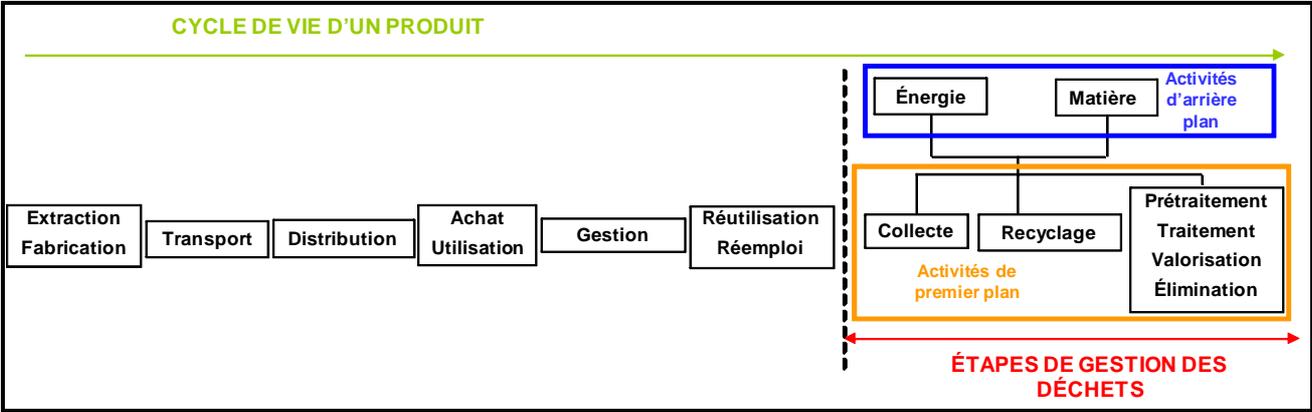


Figure 3 : Position des étapes de la gestion des déchets dans le cycle de vie d'un produit

En pratique, cela signifie que les ACV déchets n'intègrent pas les émissions et les consommations associées aux étapes précédentes du cycle de vie, c'est-à-dire, avant que le produit ne devienne un déchet. Par contre, les différentes étapes de la gestion des déchets, y compris les étapes de valorisation (récupération de matière ou d'énergie) qui peuvent venir limiter certains impacts environnementaux, sont intégrées (ADEME et AMORCE, 2005).

⁵ Cette partie est extraite du manuscrit de thèse de Mathilde Marchand. Une analyse bibliométrique et bibliographique de la littérature scientifique en ACV des systèmes de gestion des déchets (entre 1998 et 2011) sont disponibles dans ce manuscrit de thèse.

Les étapes de collecte et de traitement des déchets (Figure 3), sont appelées étapes de premier plan, c'est-à-dire que les impacts liés à ces étapes sont directement liés à la gestion des déchets. Les procédés d'extraction, de fabrication, de transport et d'utilisation des matières premières et de ressources énergétiques sont appelés étapes d'arrière-plan et représentent les activités support permettant aux activités de premier plan d'être menées à bien.

Les ACV déchets ont pour principale finalité le choix de scénario de gestion ou la sélection de différentes filières de traitement pour une fraction de déchets donnée pour une collectivité. L'ACV permet de hiérarchiser les scénarios selon les catégories d'impacts et de hiérarchiser les étapes du cycle de vie les plus néfastes au regard des critères sélectionnés permettant ainsi à la collectivité d'objectiver son choix. Dès lors, l'utilisation de l'ACV constitue une démarche qui a pour but d'éclairer, principalement, dans le cadre de la gestion des déchets, les décisions d'un point de vue environnemental global. En 2005, l'ADEME et AMORCE (Association nationale des collectivités, des associations et des entreprises pour la gestion des déchets, de l'énergie et des réseaux de chaleur) ont réalisé un panorama des différentes situations d'usage ou contextes des ACV déchets au niveau territorial et national (ADEME et AMORCE, 2005). Au niveau territorial, l'ACV appliquée à la gestion des déchets permet de comparer différents scénarios de gestion des déchets, d'étudier les conséquences environnementales de la mise aux normes des installations de traitement, de la mise en place d'une collecte particulière (biodéchets par exemple), d'optimiser les distances de transport,... À l'échelle nationale, l'ACV déchets permet d'évaluer les conséquences environnementales des politiques déchets.

2.2 L'ACV : essor et usages

L'essor de cet outil s'appuie en premier lieu sur la demande sociale, elle-même alimentée par la réglementation et par la multiplication des injonctions, mais aussi des controverses, relatives à la « performance environnementale » des produits, des filières, des territoires... Dans la réglementation des déchets, la directive européenne de 2008 préconise explicitement le recours à l'ACV pour justifier la dérogation éventuelle à la hiérarchie des déchets qu'elle a instituée. Et si elle n'impose pas le recours à l'ACV ou à d'autres outils de quantification, l'obligation d'évaluation environnementale des plans et des projets est également un vecteur de diffusion des OEE. En matière de performance environnementale des produits, le cas des lingettes de nettoyage offre un bon exemple de mobilisation, stratégique, de l'ACV (Debourdeau, 2011). L'ACV avait en effet été mobilisée par les fabricants de lingettes pour tenir un rôle de contre-expertise face au rapport critique d'une organisation de consommateurs sur leurs impacts environnementaux. La controverse s'est déplacée sur l'ACV elle-même quand l'ADEME, qui avait appuyé au début la réalisation de l'étude, prit ensuite ses distances en raison des « extrapolations publicitaires, [des] biais et ambiguïtés de l'étude, ou encore [des] limites de toute généralisation à partir d'une ACV consacrée aux seules surfaces des cuisines ». Au-delà de ce cas particulier, il apparaît que, si elle ne parvient pas à clore une controverse, l'ACV peut néanmoins servir stratégiquement, pour certains acteurs, à prolonger l'incertitude ou le sentiment d'incertitude sur la qualité environnementale d'un projet ou d'un produit.

L'essor de l'ACV doit également beaucoup à la constitution progressive d'une communauté académique dynamique et très volontariste dans la consolidation et la promotion de son outil. Un effort important a été entrepris au cours des années quatre-vingt-dix par la communauté ACViste afin de se rapprocher des critères de scientificité les plus courants, à savoir disposer d'une méthodologie « universelle, transparente et reproductible »⁶ (Heiskanen, 1997). Cet effort a permis de stabiliser un certain nombre d'éléments de méthode, mais aussi d'ouvrir de nouveaux champs de questionnement, par exemple sur la manière de faire face aux données manquantes. Cette aura de scientificité n'est pas sans effet sur les utilisateurs : comme l'explique par exemple le commanditaire de l'ACV du département d'Agrurie, « beaucoup de monde [au sein du comité de pilotage] n'a pas compris ce qu'était une Analyse du Cycle de Vie. Sauf qu'ils ont compris qu'il n'y avait pas d'autre méthode alternative, crédible, sérieuse, donc ils ont acté ».

⁶ Cet effort consiste notamment en l'adoption d'une norme internationale sur la réalisation des ACV, complétée en 2010 par un guide d'utilisation de l'ACV, le ILCD (International Reference Life Cycle Data System) Handbook, développé par l'institut de l'environnement et de la durabilité (European Commission Joint Research Centre (JRC)), permettant au praticien d'élaborer sa méthode selon un procédé standardisé. Le guide prend en compte le contexte de l'étude : lieu, type d'infrastructure, temporalité... En parallèle et en complément au processus de standardisation, à partir des années 90, on observe aussi une multiplication importante du nombre d'articles consacrés à la méthodologie dans les journaux scientifiques, comme par exemple le « International Journal of Life Cycle Assessment ».

La complexité de la démarche ACV a des conséquences importantes sur son usage et ses effets dans la décision. En premier lieu, les résultats d'une analyse sont très dépendants d'un certain nombre de choix de cadrage, c'est-à-dire d'hypothèses ou de décisions portant sur un certain nombre de points décisifs. Pour la gestion des déchets, Ekvall et al. (2007) en identifient cinq principaux :

- l'horizon temporel : la représentativité temporelle de l'étude, des scénarios, des hypothèses, des données et donc des résultats (pour l'ACV attributive) ;
- les hypothèses faites dans l'étude : le jeu des hypothèses pour la modélisation des scénarios et la quantification de leur bilan matière et énergie et donc de leurs entrants et sortants ;
- les sources des données : l'identification de l'origine de la donnée, de son type (calculée, bibliographique, estimée, mesurée) et de sa qualité ;
- l'affectation des charges environnementales à différents cycles de vie : les règles de répartition de la charge environnementale (consommation d'énergie, de matière première et génération de rejets et déchets) d'un processus entre le produit et les coproduits (ou entre la fonction principale et les co-fonctions) ;
- la modélisation des impacts environnementaux : la traduction des entrants et sortants du système (consommation et émission) en impacts environnementaux (soit l'étape de classification) ; et quantification des impacts (soit la caractérisation).

Même lorsqu'elle est mise en œuvre par des experts, des biais peuvent se glisser dans l'analyse, à l'occasion de la formulation de certaines hypothèses sur le système, du choix de certaines données ou de certains modèles nécessaires à la quantification des impacts, ou encore de la pondération (facultative) des résultats et du choix de leur mode de présentation (unités de mesure retenues par exemple). Il est en principe possible de maîtriser ces biais en explicitant clairement tous les choix méthodologiques, en intégrant une analyse de sensibilité⁷ (facultative au regard de la norme ISO), en fournissant des résultats agrégés avec différents jeux de poids, ou encore en procédant à une « revue critique » en fin de processus⁸. Il est cependant parfois difficile de faire une distinction claire entre, d'une part, ce qui est de l'ordre de l'erreur ou du choix peu rigoureux ou pertinent pour l'étude et, d'autre part, ce qui est plutôt de l'ordre d'un différend d'experts en termes d'approches et méthodologies. L'outil est également mobilisé par des acteurs qui ne le maîtrisent qu'imparfaitement, qu'il s'agisse de parties prenantes souhaitant se lancer dans une contre-expertise de projet ou même de bureaux d'études désireux de prendre position sur un nouveau marché. Dans ce cas de figure, les erreurs de bonne ou de mauvaise foi deviennent difficilement contrôlables et l'évaluation est susceptible de perdre en validité tout en jouant potentiellement un rôle important dans la décision ou le débat social...

En second lieu, la complexité de réalisation et d'interprétation de l'analyse a des conséquences sur la relation entre les ACVistes et les acteurs de la décision. D'un côté, il semble parfois difficile d'intéresser le décideur au processus de réalisation de l'ACV et même à ses résultats. De son côté, Bauman conclut de son analyse de deux cas d'études qu'une barrière principale à l'appropriation est la difficulté de comprendre la méthodologie et d'obtenir l'engagement nécessaire des acteurs (Baumann, 2000). Face à cette barrière, elle identifie en tant que figure essentielle pour l'appropriation celle d'un *entrepreneur* (un acteur qui introduit l'outil et prend en charge son adaptation interne), qui répond au besoin d'« adaptation située » ou de traduction de l'intérêt de l'ACV au sein d'une organisation⁹. D'un autre côté, peut se poser la problématique inverse de la capacité de résistance de l'ACViste à d'éventuelles injonctions à la simplification, voire à la manipulation des hypothèses ou choix méthodologiques. A Turin par exemple, lors d'une ACV sur le système de gestion des déchets de la province en 2008, l'auteur de l'étude souligne son rôle d'expert pour guider les participants à faire des choix pertinents sur le plan de la validité scientifique de l'étude, et cela malgré une forte tendance de la part des acteurs-participants à vouloir simplifier les résultats¹⁰.

En troisième lieu, cette complexité pèse sur la capacité de l'analyse à être mobilisée dans l'espace public. Des participants aux ateliers organisés avec des professionnels évoquent la complexité des résultats obtenus et la quasi impossibilité de les « faire parler » face à un élu ou à un public. Un participant évoque même un « effet repoussoir ». Une publicisation plus large renforce par ailleurs, dans la présentation des

⁷ Une analyse de sensibilité est menée en ACV lorsque certaines des données utilisées sont identifiées comme sensibles (c'est-à-dire variables ou incertaines ET impactantes sur les résultats). Cette analyse de sensibilité consiste en la variation de ces données pour identifier l'ordre de grandeur de variation des résultats permettant ainsi de nuancer ces derniers.

⁸ Celle-ci est prescrite par la norme lorsque les résultats de l'analyse sont utilisés dans des messages publics contenant des allégations concurrentielles, ce qui n'est pas le cas dans la gestion des déchets.

⁹ Collins et Flynn soulignent également la difficulté générale dans le cas de l'empreinte écologique qu'ont les décideurs à participer à l'analyse ou à utiliser les résultats pour une décision (Collins and Flynn 2007)

¹⁰ Blengini, entretien le 19/09/13 à Turin

résultats, la tension entre un impératif de simplification et un impératif de robustesse et d'objectivité. Cela a été observé par exemple dans le choix de présenter certains résultats en « équivalents habitants » ou « équivalent km de voitures », unité « parlante » mais jugée tendancieuse par certaines parties prenantes. Par ailleurs, le dévoilement de la mécanique interne, avec son caractère de nœuds d'articulation entre des données aux sources hétérogènes et de pertinence discutable pour un projet local, des règles, des conventions, des modèles plus ou moins stabilisés, des savoir-faire pratiques plus ou moins bien partagés, peut avoir comme conséquence de diminuer la confiance dans l'outil.

3 Pourquoi et comment réaliser une évaluation environnementale ?

Croisant données d'enquête et éléments issus de la bibliographie, nous présentons dans cette partie nos résultats sur ce qui conduit les autorités publiques locales ou territoriales à recourir à l'ACV et sur la manière dont l'analyse est conduite.

3.1 Logiques de recours à l'outil par les collectivités

Le recours au calcul environnemental par les autorités publiques compétentes obéit à des motivations de nature très diverse. La première catégorie regroupe des raisons « faibles » ou « réactives ». Il s'agit par exemple de s'acquitter par ce moyen d'une obligation réglementaire d'évaluation environnementale, au demeurant faiblement investie, ou de pouvoir témoigner *a minima* vis-à-vis de parties prenantes du souci de la question environnementale, comme cela nous a été indiqué lors des ateliers avec les professionnels. Il peut s'agir également de répondre à une sollicitation externe de la part d'un bureau d'études ou d'un laboratoire universitaire à la recherche d'un terrain d'étude pour développer un logiciel ou tester une méthode, voire pour contribuer à une amélioration des choix dans une logique citoyenne. Ainsi, à Bologne, c'est le « constat inquiétant » d'un très bas niveau de connaissance de l'ACV par les acteurs publics qui a conduit l'ACViste P. Buttol à mener une ACV dont le but principal était la sensibilisation des acteurs publics (Buttol et al., 2007), objectif qu'elle estime n'avoir finalement pas réellement atteint¹¹. Ces premiers facteurs se conjuguent à des logiques de distinction (« être les pionniers », comme dans le cas de la Région Lombarde en Italie) ou de mimétisme lorsque le mouvement est lancé, logiques fréquentes dans le monde des collectivités.

L'autorité politique compétente (APC) peut également avoir recours au calcul environnemental pour des raisons « fortes » ou stratégiques :

- soit pour guider un choix totalement ouvert, cas de figure non rencontré mais dont la situation d'Agrurie se rapproche : le recours à l'évaluation environnementale y a été motivé pour explorer un ensemble de solutions de traitement proposées par des collectivités et pour pacifier une controverse locale ;
- soit pour conforter un choix *ex ante*, comme cela a été le cas pour Otopia (validation de l'incinérateur au moyen d'une comparaison avant/après) ou pour le plan régional lombard (validation des objectifs ambitieux de collecte sélective).

Dans ce cas, l'APC espère que l'objectivation de la plus-value environnementale du scénario de gestion envisagé fournira un argument robuste, notamment dans la perspective de déclenchement d'une controverse.

Enfin, l'APC peut se voir imposer le recours à l'évaluation environnementale par un acteur externe, en l'occurrence une association environnementale qui entend en faire un outil d'arbitrage. Cette situation, très originale selon nos observations, a été observée sur un cas italien, dans la province de Turin : contestant la décision de construire un second incinérateur pour gérer les déchets de la région, l'association Legambiente a demandé et obtenu la réalisation d'une ACV afin de comparer sa propre stratégie de gestion avec celle défendue par les autorités. Il semble ainsi que l'évaluation environnementale soit susceptible de remplir le même rôle que celui que Cl. Henry avait identifié pour le calcul économique, à savoir celui de langage de négociation investi autant par les parties prenantes que par les autorités publiques.

Le bilan global est toutefois celui d'une forme de subordination – relative et peut-être provisoire – du calcul environnemental au service du confortement de choix déjà établis. On peut l'expliquer en partie par les contraintes spécifiques qui pèsent sur les choix en matière de traitement des déchets. Ces contraintes ou exigences sont en effet de trois ordres :

¹¹ Buttol P., entretien le 18/09/13 à Bologne, et extrait d'un courrier électronique envoyé le 24/06/2013

- sociopolitique, le projet devant être compatible tant avec les orientations générales et territoriales de la politique publique qu'avec les exigences que les parties prenantes parviennent à faire valoir dans les processus de concertation ou à l'occasion de mobilisations ;
- technico-économique, le projet devant apporter une réponse fiable et durable et à un coût maîtrisé à l'autorité compétente ;
- sanitaire-environnementale, le projet devant présenter un minimum d'impacts environnementaux.

De manière très pragmatique, on peut dire que le choix est d'abord guidé par les contraintes qui apparaissent ou qui sont anticipées comme étant les plus fortes, et il est attendu des autres qu'elles s'ajustent. Dans cette perspective, le calcul environnemental est un instrument au service de l'acceptabilité sociopolitique de la décision, une fois que celle-ci a été guidée par les exigences technico-économiques. C'est en effet un élément qui ressort très fortement, de nos entretiens et des ateliers d'échange avec les professionnels : les choix de gestion sont gouvernés par les rares opportunités foncières, par les enjeux financiers ou bien encore par l'existant. Cet état de fait semble également valoir pour l'Angleterre : les solutions financièrement viables sont privilégiées dans de nombreux cas aux dépens des préconisations des études environnementales¹².

3.2 Modalités de mise en œuvre

Après avoir abordé la question du recours à l'ACV, abordons celle de la mise en œuvre du calcul environnemental. Premier résultat, l'ACV est plutôt mise en œuvre via l'externalisation à un prestataire extérieur, bureau d'étude plus ou moins spécialisé dans les cas français, membres de la communauté scientifique dans les cas italiens. Les collectivités ne sont naturellement pas absentes de la réalisation opérationnelle, notamment lorsqu'il s'agit de fournir des données locales sur le système étudié : dans le cas du syndicat Otopia par exemple, un important travail de recueil de données fut effectué sur la base d'un questionnaire de 22 pages remis par le prestataire, l'enjeu étant « de recueillir le maximum de données locales afin de traiter le sujet le plus près possible de la réalité du terrain ». La présence d'un entrepreneur, c'est-à-dire d'un acteur local intéressé par la démarche, facilite cette collaboration et la pérennisation éventuelle de l'évaluation environnementale au sein de la collectivité.

Second élément, la mise en œuvre se fait plutôt sur un mode dégradé par rapport aux standards fixés par la « communauté ACViste », eux-mêmes encore en devenir par rapport à l'usage des outils dans la gestion des déchets. On a pu ainsi relever les éléments suivants :

- détermination *a priori* des catégories d'impacts à prendre en compte, et non suite à une première étape dite de *screening* permettant d'identifier les principaux impacts environnementaux du produit ou de la filière qu'il faudrait ensuite analyser de manière plus approfondie ; ce choix *a priori* peut être guidé par des logiques totalement externes, certains participants aux ateliers évoquant les « effets de mode » et la médiatisation provisoire de certains types d'enjeux par rapport à d'autres (par exemple les particules fines) ;
- limitation à un nombre restreint d'impacts ; par exemple dans le cas turinois, la contrainte temporelle a joué un rôle majeur pour la sélection des critères d'évaluation, conduisant en fait les protagonistes à se limiter à deux impacts environnementaux principaux, la contribution à l'augmentation de l'effet de serre, plutôt demandée par l'association environnementale Legambiente, et la performance énergétique du système, plutôt demandée par la province de Turin ;
- choix discrétionnaire de certaines hypothèses / valeurs sensibles susceptibles d'orienter le résultat final, comme par exemple le taux de captage du biogaz et l'horizon temporel retenu pour le calcul dans le cas d'Otopia, choix finalement revus après l'intervention d'un membre du comité de pilotage estimant que ces choix étaient faits « pour arriver des fois aux conclusions qui arrangeaient bien le syndicat ».

Parmi les facteurs explicatifs de cet usage en mode dégradé, on peut citer, pour les bureaux d'études, le manque d'informations sur les bonnes pratiques, et pour l'ensemble des acteurs le manque général de ressources allouées à ces démarches par les commanditaires. Le cas turinois est à cet égard assez emblématique : l'ACV ayant été concédée suite à la mobilisation sociale alors que le processus décisionnel était déjà engagé, il a fallu la réaliser dans un temps très court (deux mois) ; cette étude aurait normalement dû être suivie d'une seconde plus poussée, qui n'a finalement pas été souhaitée par la collectivité. On voit également que le mode dégradé peut être dû à l'action du maître d'ouvrage.

Le dernier élément d'analyse concerne l'ouverture de l'espace du calcul aux parties prenantes. Cet aspect de la démarche fait débat au sein de la communauté ACViste. Certains auteurs ((Anex et Focht, 2002 ; Vagt et al., 2008) défendent le besoin d'une plus grande participation du public dans l'ACV, sans méconnaître la

¹² Sinclair P., entretien téléphonique le 11/06/13 ; Jones P., entretien téléphonique le 21/07/13

difficulté de la tâche (Sheate, 2009). La participation des parties prenantes est généralement justifiée comme un moyen de gérer explicitement et collectivement la question des valeurs (morales, politiques...) sous-jacentes à certains choix, de renforcer la légitimité des résultats et de limiter les « réflexes » de disqualification ironique (« de toutes façons, on fait dire ce qu'on veut aux chiffres »), grâce au contrôle sur le déroulement de l'évaluation et à la compréhension de la logique propre au calcul qu'elle permet. Cette participation peut être ciblée et outillée sur certains segments spécifiques du calcul : sélection des impacts par exemple, critères de pondération... L'AHP ou Analytical Hierarchical Process, méthode statistique utilisée à Boston dans une étude consacrée à la gestion des déchets ménagers (Contreras et al., 2008), a permis par exemple de cerner l'importance relative des diverses catégories d'impacts aux yeux des parties prenantes. A rebours de ces analyses, d'autres auteurs se positionnent explicitement contre un usage ou une conception plus participative des instruments d'évaluation environnementale, ou cherchent à attirer l'attention sur les dangers inhérents à ce type de propositions (Fischer, 2003 ; Kidd et Fischer, 2007). Selon ces auteurs, le risque est celui d'une perte de rigueur et de l'abandon du point de vue strictement environnemental porté par les outils d'évaluation environnementale, au bénéfice de considérations socio-politiques susceptibles de donner libre cours à des réactions de type « nimbyiste ».

Cette ouverture aux parties prenantes semble néanmoins possible dans le cadre d'un mini-public, de type comité de suivi/comité de pilotage de l'étude, composé de personnes intéressées et motivées et disposant d'un bagage technique minimum. C'est la situation qui a prévalu pour Agrurie où les parties prenantes se sont fortement impliquées dans le suivi de la démarche. Ce fut également le cas en Italie pour l'incinérateur turinois : de courtes réunions, trois à quatre par semaine, ont scandé le déroulement de l'étude, réunissant comme interlocuteurs principaux : le réalisateur de l'étude (Ecole Polytechnique de Turin), des membres de l'association Legambiente, et des techniciens de la Province de Turin. Chaque étape devait être validée par tous les participants avant de passer à la suivante, afin de garantir l'acceptation finale des résultats par tous les participants. Une attention particulière a été accordée à la discussion des choix et hypothèses à faire dans les premières étapes :

« nous [les ACVistes], explique un chercheur de l'Ecole Polytechnique, savons [que certains choix de départ influencent particulièrement les résultats]. Donc en tant qu'experts ACV, nous disons aux participants : Regardez, voici l'hypothèse qui va avoir une énorme influence sur les résultats, donc passons plus de temps à discuter de ceci ou cela. Nous savons que ça c'est une hypothèse, mais on s'est mis d'accord dessus au début du processus. (...) On dit ce qui est important ».

La collecte des données a également été répartie entre les participants, et chaque source d'information discutée et validée par tous les participants avant d'être utilisée. Comme on le verra, les résultats furent acceptés par les deux parties mais ils ne lui attribuèrent pas la même signification. A contrario, dans le cas de l'ACV réalisée dans la région de Salzburg (un des cas étrangers identifiés lors de l'inventaire), la remise en cause des résultats au terme de l'analyse a été imputée à l'insuffisance du travail avec les parties prenantes lors de la phase initiale (Salhofer et al., 2007). L'enjeu consiste certainement à imaginer les conditions permettant à un public concerné de « lâcher prise » sur le processus de calcul une fois un certain nombre de conditions posées, puis de « reprendre prise » sur les résultats afin d'être en mesure de les mobiliser pour une délibération éclairée.

4 Quels sont les effets observables ?

Nous abordons dans cette dernière partie la question des effets du recours aux outils d'évaluation environnementale dans les processus décisionnels, notamment dans leur capacité à améliorer tant le processus que la décision finale.

4.1 Des effets difficiles à saisir

L'évaluation des effets constitue un défi méthodologique en soi. Plusieurs difficultés peuvent être relevées. La première, soulevée par Sheate (2009), n'est d'ailleurs pas propre aux outils d'évaluation environnementale : elle tient à l'absence de situation de référence susceptible de fournir un point de comparaison, situation que l'on rencontre pour de multiples innovations sociales. Comme l'explique Sheate :

« evaluating the effectiveness of [sustainability assessment] tools is notoriously difficult, since it is unlikely that a control is available against which to compare the implementation of the tool, i.e. it is not possible to judge what would have happened in the absence of the tool ».

Berkhout et Howes (1997) soulignent de leur côté la question du décalage entre le moment du calcul environnemental et celui de la mise en œuvre éventuelle des recommandations qui en sont issues, donc de la manifestation potentielle des effets les plus directs. Ensuite, la notion d'effet est elle-même assez

complexe : les effets peuvent en effet être plus ou moins directs, c'est-à-dire en rapport plus ou moins étroit avec la décision à prendre, comme ils peuvent être plus ou moins tangibles, c'est-à-dire en lien plus ou moins fort avec le contenu matériel d'un produit ou d'un système. En d'autres termes, le recours à l'évaluation environnementale peut certes conduire directement à des transformations matérielles d'un produit, d'une filière, d'un système de production¹³, mais il peut également enclencher toute une série de transformations plus délicates à cerner :

- changements dans la compréhension par le décideur des problèmes environnementaux et de durabilité ;
- changements dans le degré de prise en compte de ces problèmes dans le processus décisionnel ou introduction d'« idées nouvelles » dans le processus décisionnel ;
- effets sur des processus et des situations qui ne sont pas directement concernés par l'évaluation environnementale (Runhaar and Driessen, 2007) ;
- effets d'apprentissage entre les acteurs (Baumann, 2000).

Cashmore et al. (2010) soulignent enfin la difficulté d'évaluer des effets au regard de la pluralité légitime des points de vue susceptibles de servir de référence. Doit-on par exemple endosser la perspective d'un acteur impliqué dans le processus décisionnel, par exemple celle du décideur, qui va attendre probablement que l'instrument d'évaluation environnementale l'aide à « résoudre le problème », ou plutôt celle d'un expert externe armé d'un cadre d'évaluation externe « objectif » ? Même dans ce cas de figure, on risque d'être entraîné dans une régression sans fin, car un tel cadre d'évaluation repose lui-même sur une certaine conception de l'environnement impacté. Pour sortir de ce dilemme, les auteurs suggèrent que l'évaluation elle-même doit être envisagée comme une occasion et un espace d'*apprentissage collectif*. Ce qui compte est la qualité de cet apprentissage, non la capacité de l'évaluation environnementale à réduire la pluralité des perspectives dans un consensus quelconque.

Les effets de l'ACV tels que nous avons pu les identifier dans nos cas d'étude sont à la fois des effets de déplacement, au niveau du système d'acteurs et des enjeux débattus, des effets de confortement de choix *ex ante* et des effets d'apprentissage. On note également une difficulté de mobilisation dans un espace public élargi au-delà du cercle des acteurs réunis dans les comités de pilotage. Nous avons choisi de présenter ces effets à travers un bref récit de nos cas d'étude.

4.2 Des ACV qui confortent des choix

Considérons le cas du syndicat intercommunal Otopia, cas pionnier d'application de l'ACV à la gestion des déchets en France. Le contexte est celui de la création d'un Syndicat destiné à traiter les déchets de l'Est d'un territoire départemental, dans le cadre de la modernisation impulsée par la loi de 1992. Jusqu'alors, le territoire était desservi par un incinérateur, considéré comme dépassé, et par une décharge. Le choix simultané de l'incinération comme mode principal de traitement et du site d'implantation se sont imposés « naturellement » aux yeux des responsables du syndicat : en passant d'une capacité de 70 000 tonnes/an à 400 000 tonnes/an grâce à l'élargissement du périmètre intercommunal, il serait possible de bénéficier d'économies d'échelle et de « tenter une vraie valorisation énergétique ». Le choix de procéder à une ACV, sous le contrôle d'un comité de pilotage conçu explicitement pour « assurer le syndicat de pouvoir utiliser les résultats de l'évaluation de façon large et non controversée », s'inscrit clairement dans la perspective d'une anticipation d'une controverse.

Pour le directeur du syndicat, l'ACV devait « qualifier le projet sur le plan environnemental » grâce à la comparaison avant/après, et pallier l'insuffisance perçue de l'enquête publique, qui, selon lui, prend en compte des « morceaux » de la question environnementale sans les lier dans une vision d'ensemble. Le cahier des charges explicita le fait que l'ACV devait « démontrer la pertinence de l'ensemble du projet du syndicat mixte sur le plan environnemental » et présenter les résultats « en termes simples ». Malgré cela, la rédaction d'une fiche de synthèse d'une page destinée au grand public se révéla laborieuse, une des difficultés étant de concilier le souci de simplification et de sensibilisation avec celui de « sincérité », impliquant par exemple de préciser les hypothèses sous-jacentes aux résultats.

En fin de compte, les résultats de l'ACV ne furent mobilisés que de manière très marginale dans la communication et dans les réunions publiques sur la commune d'implantation, essentiellement en

¹³ Voir Runhaar, H. and P. P. J. Driessen (2007). "What makes strategic environmental assessment successful environmental assessment? The role of context in the contribution of SEA to decision-making." *Impact Assessment and Project Appraisal* 25(1): 2-14., citant, à côté de recherches néerlandaises, Morrison-Saunders, A. and J. Arts, Eds. (2004). *Assessing Impact. Handbook of EIA and SEA Follow-up*. London, Earthscan., Sadler, B. (2004). On evaluating the success of EIA and SEA. *Assessing Impact. Handbook of EIA and SEA Follow-up*. A. Morrison-Saunders and J. Arts. London, Earthscan: 248-285. et Thérivel, R. and P. Minas (2002). "Measuring SEA effectiveness. Ensuring effective sustainability appraisal." *Impact Assessment and Project Appraisal* 20(2): 81-91..

permettant de mobiliser la figure de l'autorité scientifique (« un travail d'experts selon une démarche scientifique validée par l'Ademe »). Ils ont surtout servi à :

- i) conforter le choix des décideurs en leur fournissant un appui pour « se battre, se bagarrer pendant [les] quatre ans » qui furent nécessaires pour aboutir à la construction de l'usine ;
- ii) fournir un argumentaire aux élus du syndicat dans leurs interactions avec les associations et la population ;
- iii) bien cerner l'origine de la plus-value environnementale du projet, qui résidait essentiellement dans le choix de la cogénération comme mode de valorisation énergétique (« c'est ça qui fait la vraie différence entre la situation d'avant et la situation nouvelle »), ce qui confortait le choix du site d'implantation à proximité des utilisateurs potentiels de la chaleur produite ;
- iv) faire fonctionner au sein du comité de pilotage un espace d'apprentissage sur les impacts environnementaux (cela a permis d'« élargir la focale » selon un participant) et un espace d'échanges ayant permis d'améliorer la coordination entre les acteurs de la gestion des déchets.

Le premier cas italien étudié, celui de la Région lombarde, relève d'une configuration assez proche : l'ACV a été mobilisée, aux côtés d'une étude économique, pour justifier le choix de la Région de fixer des objectifs de collecte sélective plus ambitieux que ceux de la réglementation nationale. Ce choix n'a pas été mis en cause lors de l'enquête publique relative au plan régional, mais cela peut être dû aussi bien à un consensus général en faveur du recyclage qu'à la validation apportée par l'étude.

4.3 Des ACV qui déplacent des controverses

Les deux autres cas mettent en évidence une configuration différente : l'ACV est mobilisée dans un contexte de controverse, elle fournit aux acteurs un langage et un espace pour confronter leurs points de vue, ce qui aboutit à un changement significatif dans le système d'acteurs et à un déplacement de l'espace de débat.

Le second cas français étudié concerne la révision du plan départemental d'Agrurie. L'un des terrains étudiés dans le cadre de ce projet, le département d'Agrurie, est emblématique de la triple recomposition globale des processus de décision et de gouvernance en matière de gestion des déchets (cf. § 1.1) : un Conseil Général eut recours à une évaluation environnementale à l'occasion d'un exercice de planification devant en particulier résoudre l'enjeu du choix controversé de la localisation et de la nature d'une installation de traitement des déchets résiduels couvrant une large partie du département, évaluation conduite en concertation avec les parties prenantes de la controverse notamment.

Cette révision se déroulait dans un climat de forte conflictualité entre un grand syndicat et la commune accueillant « l'installation de stockage provisoire » imposée par le préfet huit ans auparavant, et qu'il fallait désormais remplacer par une installation pérenne. Le Conseil Général décida de procéder par un appel à projets diffusé auprès des collectivités compétentes en matière de traitement, qui devaient proposer à la fois un site d'implantation et un mode de traitement ; ces différentes options seraient alors évaluées au moyen d'une ACV, présentant toutes les garanties de robustesse en raison de son caractère de méthodologie normée au niveau international. En fin de compte, trois projets furent déposés avec une localisation identique, le site de l'installation existante ; deux des projets, consistant en des améliorations du centre de stockage existant, étaient portés par le syndicat, et le troisième par la commune d'accueil. Pour celle-ci, en proposant une usine d'incinération, l'enjeu était d'établir stratégiquement la supériorité environnementale de l'incinération sur le stockage et, dans un deuxième temps, d'obtenir la délocalisation de cet incinérateur vers un site permettant d'optimiser la valorisation (« un incinérateur, il faut le faire dans un endroit où on peut utiliser la chaleur »).

Au regard des fortes attentes par rapport à l'analyse, la réception des résultats en comité de pilotage a été intense. La maire de la commune d'accueil questionna les hypothèses de calcul et certaines données employées, exprima son désaccord sur des unités de calcul et sur la représentation de certains résultats, critiqua le fait que l'ACV ne tenait pas compte des effets des mélanges de polluants... Les résultats fournirent en fin de compte une image contrastée, démontrant aux yeux du Conseil Général « que toutes les filières étaient acceptables, qu'elles avaient leurs qualités et leurs défauts ». Ces résultats furent alors insérés dans une « grille de synthèse » plus large, comprenant 28 critères répartis en cinq familles, ouverte notamment à la question des nuisances, à celle de l'acceptabilité et à celle de la « souplesse » de la technologie. Le choix de tous ces critères fut également l'objet de débats importants : pour la commune des opposants, la grille produite était biaisée, destinée à faire paraître l'option « poursuite de l'installation de traitement dans la commune » comme l'option la plus avantageuse. Cela tenait selon eux à l'introduction de certains critères « forcément avantageux » pour cette option, telle que la « souplesse » de la technologie, critère justifié pour le Conseil Général par l'évolution imprévisible du gisement et l'impératif croissant de « prévention ». La décision fut prise à l'issue d'une consultation ouverte à un peu plus de deux cents élus, qui furent invités à se prononcer sur la base de la « grille de positionnement » accompagnée d'une notice

explicative. C'est l'un des projets du syndicat qui l'emporta et dans la foulée une négociation secondaire d'acceptabilité s'enclencha entre le syndicat et la commune, basée désormais sur les conditions de poursuite de l'exploitation avec la mise en place d'une « bio-surveillance » et d'un suivi des odeurs. En fin de compte, le terrain où devait se juger l'intérêt respectif des projets en concurrence s'est remodelé au cours du processus : l'absence de résultats tranchants en matière environnementale a permis au promoteur du projet de déplacer la question sur un autre terrain, celui de la nécessaire « souplesse technique ». De son côté, l'opposant s'inclina devant ce choix, non sans en dénoncer la nature (« Les outils c'était du théâtre ») ni sans construire un nouvel espace d'enjeux, celui des impacts sanitaire-environnementaux, requérant un autre type de mesures, davantage contextualisées que celles fournies par l'ACV.

Enfin, le cas turinois est également intéressant dans la mesure où l'ACV a directement pesé sur la décision des autorités turinoises. Quel en a été le processus ? En 2006, le plan provincial de gestion des déchets annonça la construction de deux incinérateurs dans la province turinoise. La construction du premier incinérateur, annoncée depuis plusieurs années, fut justifiée par la nécessité de trouver une alternative au stockage. Très soutenu politiquement, cet incinérateur sera effectivement construit. Egalement défendu par les autorités publiques comme « indispensable » pour anticiper « de manière responsable » la gestion future des déchets provinciaux, le deuxième incinérateur fut par contre fortement contesté par l'association Legambiente : pour celle-ci, en adoptant des objectifs de collecte sélective conformes à la loi nationale et en introduisant un traitement mécano-biologique en amont de l'incinérateur, la seconde usine devenait inutile. Invoquant le précédent de 1996, où une ACV avait déjà été réalisée par la Province de Turin pour évaluer de manière générale sa stratégie de gestion des déchets, l'association demanda à nouveau « l'arbitrage » de cet outil d'évaluation environnementale. Les autorités de la Province acceptèrent de financer l'étude, et s'engagèrent à annuler le projet si l'étude parvenait à démontrer l'absence de nécessité du deuxième incinérateur. Comme on l'a déjà indiqué, l'ACV fut conduite dans un délai très court par un expert de l'Ecole Polytechnique de Turin, et réduite à deux critères, énergie et augmentation de l'effet de serre. En raison notamment du caractère très participatif du processus, les deux parties ne remirent pas en cause les résultats, qui indiquèrent une supériorité du scénario proposé par Legambiente. Le débat se déplaça alors sur deux nouveaux plans. Le premier fut celui du caractère plus ou moins tranchant des résultats : pour Legambiente, l'étude démontrait « clairement » la non-nécessité du second incinérateur, alors que pour les autorités provinciales l'étude n'avait pas « mis en évidence de différences suffisantes entre les scénarios pour considérer impossibles les choix retenus par le plan provincial actuel ». Le second plan de controverse était celui de la « faisabilité sociale » du schéma alternatif proposé par Legambiente, notamment au regard de l'effort de tri sélectif qui serait demandé aux habitants. Mais le fait est que les autorités provinciales acceptèrent de suspendre la construction et de procéder à une révision de leur plan.

5 La question des odeurs et de la toxicité en ACV – Une réponse territorialisée

Un des *a priori* que nous avons en amont du projet de recherche est la place importante que peuvent avoir dans les controverses l'évaluation des impacts locaux tels que la toxicité et les odeurs. Cet *a priori* a été illustré avec le cas d'Agrurie. En parallèle au projet mais insérée à ce projet, était menée une thèse qui se proposait de construire une solution de calcul territorialisé pour l'évaluation de la toxicité et des odeurs grâce à l'ACV pour l'évaluation environnementale de scénarios de gestion des déchets.

La thèse de Mathilde Marchand, accueillie à Irstea Rennes et co-financée par l'Ademe et Calyxis, soutenue le 9 avril 2013 à Rennes (Ecole Doctorale Sciences de la Matière), a pour titre « Considération de la différenciation spatiale dans l'évaluation des impacts environnementaux locaux au moyen de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) – Application à la gestion des déchets ménagers ». Dans le cadre de PRODDEVAL, l'objectif du travail de thèse n'était ni de résoudre le problème lié à la complexité de l'ACV ni de travailler sur son qualificatif de « boîte noire » utilisé par les acteurs locaux mais d'apporter une méthodologie d'évaluation des impacts locaux plus fine, l'évaluation de ces impacts étant souvent au cœur des controverses.

Voici un résumé du contexte, des développements et des enseignements de la thèse de Mathilde Marchand :

La réglementation européenne a instauré depuis 2001, la réalisation d'une évaluation environnementale au sein des plans et programmes pouvant avoir une incidence sur l'environnement (Directive 2001/42/CE relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement, 2001). Les Plans Départementaux d'Élimination des Déchets Ménagers et Assimilés (PDEDMA) répondent à cette obligation réglementaire. L'élaboration et/ou la révision des PDEDMA, réalisées au sein des collectivités territoriales, doivent comporter ce volet environnemental afin d'astreindre les décideurs locaux à intégrer cette dimension à leur décision. Cette évolution réglementaire associée à la mise en place de nouveaux types de processus décisionnels organisés sous la forme de débat public, visent à favoriser la sollicitation et la consultation du public et à l'associer à la discussion. L'intégration du volet environnemental à la décision publique peut se faire via l'utilisation de différents outils d'évaluation environnementale.

Une analyse des situations d'usage en matière de gestion des déchets ménagers révèle que l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est l'outil le plus utilisé au sein des processus décisionnels (Schlierf, Aissani et al., 2012). Ce constat peut être expliqué par les capacités de l'ACV à évaluer des enjeux multiples et globaux mais apparaît pour le moins surprenant, dans la mesure où il s'avère complexe à utiliser et présente des résultats difficiles à interpréter (Livrable 1 Proddeval). Le caractère complexe de l'ACV impacte fortement la crédibilité de ses résultats dans un processus décisionnel. Les acteurs locaux, décideurs et citoyens, le qualifient souvent de « boîte noire » dans laquelle les aspects environnementaux locaux, paramètres de poids pour les acteurs, ne sont pas mis en valeur. Bien que recommandée, l'évaluation environnementale ne permet pas d'aboutir à des décisions dans lesquelles les éléments environnementaux sont intégrés au même titre que les éléments politiques, technico-économiques et sociaux. Les enjeux environnementaux sont souvent considérés au second plan ou alors permettent de conforter des choix préalablement établis.

Pour augmenter la visibilité des résultats de l'évaluation environnementale dans la décision, il semble nécessaire de mieux considérer les problématiques locales auxquelles doit répondre le système de gestion des déchets ménagers mis en place par la collectivité territoriale. Cette considération des problématiques locales passe par leur identification, leur évaluation et leur intégration au processus de décision.

La problématique de la décision locale en matière de gestion des déchets et de l'intégration d'un volet environnemental parmi les critères de décision a nécessité l'étude du contexte de la gestion des déchets ménagers en France en se focalisant sur un gisement de déchets particulier : les déchets ménagers. Actuellement, les décisions relatives à leur traitement et à leur élimination, décisions prises à l'échelle locale, font souvent l'objet de polémiques et controverses en matière d'acceptabilité. Dans le cadre de l'intégration du volet environnemental dans un processus décisionnel de gestion des déchets ménagers, l'évaluation environnementale réalisée doit intégrer des éléments globaux mais doit également prendre en considération des éléments relatifs aux problématiques locales. L'étude des différents outils d'évaluation environnementale nous a conduits à nous intéresser à l'outil d'évaluation environnementale le plus utilisé dans le domaine : l'ACV. L'ACV est un outil normalisé (ISO 14040, 2006), (ISO 14044, 2006) qui permet l'évaluation des impacts environnementaux potentiels d'un produit ou d'un service sur l'ensemble de son cycle de vie (dans notre cas, l'objet évalué est le service de gestion des déchets ménagers). L'identification des problématiques locales à intégrer à l'évaluation est réalisée via une analyse bibliographique des ACV appliquées à la gestion des déchets ménagers publiées entre 1998 et 2011. Au travers de cette analyse, nous avons pu identifier deux enjeux prépondérants qui interviennent régulièrement dans des cas de situations de controverse qui opposent les décideurs locaux aux citoyens : la toxicité (ou l'atteinte à la santé humaine) et les odeurs. Ces deux enjeux peuvent apparaître influents dans des processus décisionnels relatifs à des filières de traitement des déchets ménagers.

Au travers d'une analyse détaillée de la structure méthodologique de l'outil, nous avons pu identifier les forces et les faiblesses de l'ACV dans le cadre de son utilisation au sein d'un processus décisionnel de gestion des déchets ménagers. Ses principales forces résident dans sa capacité à évaluer des enjeux globaux et multiples tout au long du cycle de vie d'un système. Ce caractère holistique permet l'identification des transferts d'impacts potentiels d'une étape à l'autre du cycle de vie. Concernant ses limites, l'ACV, au cours de la troisième étape, établit un lien entre les données d'inventaire et les catégories d'impacts évaluées. Cependant, ce lien est établi uniquement au regard du caractère polluant de la substance émise, ce qui signifie que la sensibilité du milieu d'émission n'est pas intégrée à l'évaluation. Cette non intégration de la sensibilité du milieu est liée à l'utilisation d'une approche relativement grossière dans la modélisation de l'impact environnemental : l'approche *Site Generic*. Dans le cadre de cette approche, l'évaluation est réalisée pour un environnement impacté qualifié de générique ou standard : le praticien utilise des caractéristiques environnementales moyennes. Aux prémices de l'ACV, l'utilisation de ces caractéristiques moyennes lui conférerait le mérite d'une modélisation simple des multiples impacts environnementaux d'un système. Cependant, dans le domaine de la gestion des déchets, la négligence des conditions locales apparaît très peu pertinente du fait des situations de polémiques que cela peut entraîner, mais également au regard de la fiabilité des indicateurs d'impacts calculés sans l'intégration des caractéristiques locales.

Dans l'ACV actuelle, la toxicité fait partie du panel d'impacts environnementaux évalués, tandis que les odeurs n'y sont pas intégrées. Néanmoins, cette évaluation de la toxicité est réalisée sans l'intégration des caractéristiques locales de la source d'émission et du milieu impacté, ce qui signifie qu'aucune distinction spatiale de l'émission n'est réalisée. Pour affiner le calcul d'impacts fortement dépendants du contexte local, une nouvelle approche de modélisation de ces impacts a été développée : l'approche *Site Dependent* (Potting et Hauschild, 1997b). Cette approche permet de prendre en compte certains paramètres spatiaux, jugés préalablement déterminants dans la modélisation de l'apparition de l'impact. Pour la modélisation de l'impact toxicité, l'utilisation de l'approche *Site Dependent* est la plus appropriée à un travail d'intégration des conditions locales à l'évaluation.

Pour affiner le calcul de l'impact toxicité et développer une méthodologie d'évaluation de l'impact odeur, il est nécessaire d'étudier précisément la construction de ces enjeux et d'identifier les paramètres péremptoires pour leur évaluation localisée. L'enjeu toxicité dans le domaine de la gestion des déchets ménagers a défrayé la chronique dans les années 90 concernant des émissions importantes de dioxines et furanes (Ivanes, 2010). Actuellement au sein de l'ACV, l'évaluation de cet impact est jugée non satisfaisante en raison de la dépendance de l'occurrence et de l'intensité de l'impact aux caractéristiques locales de l'environnement impacté et de la non intégration de ces caractéristiques spatiales à l'évaluation (Boize, Borie, et al., 2008). L'évaluation de la toxicité via l'ACV a permis l'émergence de différentes méthodes d'évaluation : les méthodes de caractérisation dites de première génération et les méthodes de caractérisation dites de seconde génération. La principale différence entre ces méthodes réside dans la modélisation de l'impact qu'elles réalisent. En opposition au développement et aux évolutions de ces différentes méthodes de caractérisation qui visent à affiner le calcul de l'impact toxicité, une limite forte d'une évaluation plus fine réside dans la formule du calcul de l'impact (Tukker, 1998). En effet, au sein de l'ACV, l'impact est fonction de la masse de substance émise et d'un facteur de caractérisation. Or, d'après la formule de calcul de l'impact, ce dernier est directement proportionnel à la masse de substance émise via le facteur de caractérisation. Il s'agit là d'une hypothèse qui remet en cause la potentialité de non apparition de l'impact au regard de la combinaison de l'existence d'un effet seuil et des modalités d'exposition (Potting et Hauschild, 1997a) et (Aissani, 2008). Ces deux modes de calcul peuvent être représentés par deux approches : l'ACV et l'évaluation de risques. (Flemström, Carlson, et al., 2004). Comparée à l'ACV, l'évaluation de risques tend à évaluer l'impact absolu d'une substance par l'estimation de sa réalisation. La prise en compte de l'impact odeur en matière de gestion des déchets ménagers est plus récente et sans doute liée au développement des filières de traitement biologique des déchets. La plupart des outils d'évaluation, y compris l'ACV, n'intègre pas cet enjeu au regard des multiples notions associées : physiologie (fonctionnement de l'appareil olfactif), psychologie (caractéristiques de la perception), physique et chimie (définition de paramètres quantifiables relatifs aux substances odorantes). La non évaluation des odeurs par l'ACV s'explique pour différentes raisons ; les odeurs sont qualifiées de nuisances et non pas d'impact et leur caractère subjectif et complexe limitent leur prise en considération. Les études d'évaluation des odeurs et notamment les analyses olfactométriques réalisées actuellement sont des approches dites a posteriori et regroupent deux techniques : les jurys de nez et les nez électroniques. Elles apparaissent difficilement intégrables à l'évaluation environnementale type ACV réalisée a priori. Dans le cas particulier des odeurs, il s'agit de construire la chaîne de cause à effet de l'impact et d'identifier quels paramètres spatiaux doivent être intégrés à l'évaluation.



Figure 4 : Schéma général de la chaîne de cause à effet d'un impact environnemental

Un travail similaire d'identification des paramètres spatiaux à considérer pour une évaluation locale de la toxicité et des odeurs est réalisé à partir d'une méthodologie se différenciant au moment de l'analyse de l'effet. L'intégration des paramètres spatiaux relatifs à l'évaluation localisée de la toxicité et des odeurs passe par le développement d'une nouvelle méthodologie permettant de concilier l'approche globale de l'ACV et le besoin d'une évaluation locale. Le développement méthodologique de ce travail de thèse est principalement ciblé sur l'étape d'évaluation des impacts environnementaux potentiels qui permet d'associer les données d'inventaire à des catégories d'impacts précédemment identifiées et, dans un second temps, de quantifier l'impact environnemental à partir de ces données d'inventaire. Actuellement, seule la nature du flux est

analysée pour établir le lien substance/catégorie d'impact au travers de la classification. Le calcul de l'impact environnemental est réalisé à partir d'un facteur de caractérisation et des données d'inventaire (caractérisation). L'intégration d'une étape intermédiaire entre l'étape d'inventaire et la phase de classification est étudiée afin de conserver et d'utiliser les informations spatiales contenues dans l'inventaire pour la quantification de l'impact environnemental. Cette nouvelle phase de « pré-classification » permet d'intégrer la réalisation potentielle d'un impact et admet donc la possibilité que l'impact ne se produise pas au regard des caractéristiques de l'émission et du milieu impacté. La frontière entre l'étape d'inventaire et l'étape de classification est difficilement perceptible dans le cadre de l'intégration des caractéristiques spatiales de la source d'émission et de l'environnement impacté. La modification de la phase de classification permet une meilleure prise en compte des caractéristiques spatiales par la détermination d'un lien qualitatif entre la substance et l'impact, mais également par la détermination d'un lien semi-quantitatif qui permet d'intégrer la notion de « réalisation potentielle ». La phase de caractérisation permet en dernier lieu de calculer un score d'impact à partir d'un nouveau facteur de caractérisation. La construction de la nouvelle phase de classification est basée sur la chaîne de cause à effet d'un impact et comprend les items suivants : caractéristiques de l'émission, analyse du devenir, analyse de l'exposition et analyse de l'effet. Le premier item vise à recueillir un certain nombre d'informations relatives à l'émission dans l'objectif d'intégrer la dimension spatiale pour la détermination du compartiment d'émission (type d'émission, fréquence, durée, informations relatives à la substance et au compartiment). L'item analyse du devenir permet d'intégrer les phénomènes de dégradation, dépôt et transfert que subit la substance après son émission. La détermination du devenir de la substance passe par l'utilisation du modèle USEtox, qui, après certaines modifications, permet de déterminer une concentration environnementale disponible dans l'environnement en intégrant plusieurs paramètres spatiaux. Le troisième item relatif à l'analyse de l'exposition vise à considérer la concentration à laquelle seront exposées les cibles au regard de la voie d'exposition par inhalation (seule voie d'exposition étudiée dans ce travail de thèse). Cette prise en considération de la concentration d'exposition est réalisée à partir de la concentration environnementale (déterminée dans l'analyse du devenir) et de la concentration bruit de fond, ce qui permet de différencier les émissions en fonction de l'environnement dans lequel elles se produisent : milieu pollué ou non. Enfin l'analyse de l'effet permet de déterminer un ratio d'occurrence au regard duquel l'impact sera calculé ou non. Le couplage de ces approches basées sur la notion de seuil d'effet des évaluations de risques (*best estimate*) et sur le principe de précaution de l'ACV (*less is better*) permet de concilier le caractère global de l'ACV et l'intégration d'un seuil d'effet au regard de la prise en compte des caractéristiques spatiales de la source d'émission et du milieu impacté. La méthodologie proposée permet de déterminer le risque d'impact potentiel d'une substance via la détermination d'un ratio d'occurrence. Nous avons défini une échelle permettant d'en interpréter la valeur :

- Une première zone dans laquelle il est admis qu'il n'existe pas de risque d'impact ;
- Une seconde zone, appelée zone « floue » dans laquelle un risque d'impact peut exister ;
- Une troisième zone dans laquelle le risque d'impact est avéré.

La définition de cette échelle d'interprétation permet de définir une zone dans laquelle nous admettons que le risque d'impact est probable, étant données les limites de la méthodologie développée, mais pas avéré. La définition de cette zone « floue » correspond à l'approche *less is better* qui, intégrée dans une approche globale *best estimate*, permet de réduire les limites de l'évaluation des impacts locaux via le couplage de l'ACV et de l'évaluation des risques. La construction de l'échelle d'interprétation selon une vision ternaire permet de réduire les limites d'une classification binaire. La phase de caractérisation permet ensuite de calculer un facteur de caractérisation à partir des seuils d'effet de la substance étudiée et de la substance de référence pour ensuite quantifier l'impact au regard de ce facteur de caractérisation et de la masse de substance émise. L'utilisation de la notion de substance de référence permet d'exprimer l'impact, au sein d'une même catégorie, dans une unité qui soit commune à toutes les substances considérées. La détermination de la substance de référence en toxicité est réalisée en fonction de ce qui est couramment pratiqué dans les autres méthodes de caractérisation. Par contre la détermination de la substance de référence pour l'impact odeur est plus complexe. Nous avons pris le parti d'exprimer cet impact par type d'odeur à partir de la « roue des odeurs » déterminée par Rosenfeld (Rosenfeld, Clark, et al., 2007). Pour chaque type d'odeur référencé (onze au total), nous avons défini une substance de référence sur la base de leur odeur caractéristique, de la disponibilité des données et en fonction des mesures réalisées sur site. Nous avons pu identifier des limites a priori telles que la disponibilité des données, les limites liées à l'utilisation du modèle USEtox, l'analyse de l'exposition non finalisée et enfin l'introduction d'un droit à polluer.

À partir de données issues du projet de recherche CleanWast (projet ANR Precodd), un exemple d'application de la méthode est proposé et vise à évaluer les impacts locaux toxicité et odeurs provoqués potentiellement par une installation de Traitement Mécano-Biologique. L'ACV réalisée au cours du projet

CleanWast permet de comparer d'un point de vue environnemental la filière de traitement de TMB et la filière Tout incinération (système de référence). L'évaluation environnementale comparative de ces deux filières révèle certains avantages et inconvénients de la filière TMB. L'analyse des résultats permet également de mettre en lumière les activités et les substances les plus néfastes à l'échelle locale de la filière TMB qui seront alors utilisées pour la mise en application de la méthode développée durant cette thèse. Nous nous sommes donc intéressés aux activités de premier plan et plus précisément aux Composés Organiques Volatiles Non Méthaniques (COVNM) émis lors de l'étape de traitement des effluents gazeux de l'installation de TMB. À partir des COVNM émis, un premier travail d'identification des substances contenues dans la base de données du modèle USEtox est réalisé. Pour une trentaine de COVNM, seule une quinzaine sont disponibles dans le modèle USEtox. L'application de la méthodologie d'évaluation proposée aux COVNM contenus dans la base de données permet d'obtenir une évaluation localisée de la toxicité et des odeurs. La mise en application de la méthode permet de déterminer six COVNM présentant un risque d'impact toxique au regard de la position du ratio d'occurrence dans le second intervalle (dans la zone floue) et sept COVNM présentant un risque d'impact olfactif (six dans la zone floue et un pour lequel l'impact est considéré comme avéré, c'est-à-dire dans le troisième intervalle). L'analyse des résultats révèle que cinq COVNM présentent un risque d'impact sans intégrer la concentration bruit de fond, qui, dans les cas où elle est disponible, est nettement supérieure à la concentration environnementale calculée par USEtox.

Deux analyses successives permettent de déterminer l'importance de l'intégration des paramètres spatiaux locaux dans la quantification des impacts. Une analyse comparative avec deux milieux contrastés et une analyse comparative avec une méthode de caractérisation classique, sans l'intégration de paramètres spatiaux. Cette méthodologie permettant de fournir des éléments environnementaux locaux au processus de décision, nous avons décidé de confronter ces résultats au terrain en mettant en place un retour auprès des acteurs sous la forme d'un focus group modélisant un processus décisionnel fictif. Cependant, du fait d'une construction non satisfaisante de ce focus group, l'analyse des résultats ne nous permet pas de répondre à cette question ni de valider la pertinence de la méthodologie d'évaluation proposée.

Suite au développement de la méthodologie d'évaluation localisée des impacts toxicité et odeurs et son application à un exemple, il est possible de soulever différentes limites. Le premier point identifié concerne la nécessité de complétude des différentes bases de données pour mettre en application la méthode. Pour le calcul des impacts toxicité et odeurs, il est nécessaire de connaître les données relatives aux concentrations bruit de fond ou aux seuils d'effets. Or, il s'avère fréquent que ces données ne soient pas disponibles pour certaines des substances étudiées. Lorsque ces données ne sont pas disponibles, nous pouvons nous poser la question de la pertinence du calcul de l'impact. La non intégration de la concentration bruit de fond au calcul supprime certaines informations relatives à la différenciation spatiale intégrée. Lors de l'absence de seuil d'effet (ou de l'utilisation d'un seuil d'effet extrapolé), la validité du ratio d'occurrence est remise en question. En matière de disponibilité des données, il est également possible de soulever la problématique liée à l'utilisation du modèle USEtox. Les bases de données du modèle peuvent apparaître pauvres au regard du nombre de substances répertoriées dans le monde industriel. Lorsque la substance étudiée n'est pas contenue dans la base de données, le calcul du devenir de la substance dans l'environnement n'est pas possible. Dès lors, la détermination du risque d'impact et la quantification de l'impact sont également impossibles. Concernant le modèle USEtox, il est également possible de relever certaines limites relatives à l'utilisation de ce type de modèle. USEtox calcule une concentration environnementale à l'équilibre pour laquelle il est nécessaire de renseigner un flux journalier de substance. Or, pour le cas des installations de traitement des déchets, le bilan d'émission fourni par l'exploitant est le plus souvent un bilan annuel (et non pas journalier). L'utilisation d'un flux journalier moyen entraîne une abstraction de pics d'émission liés au fonctionnement de l'installation. Ces pics d'émission apparaissent cependant non négligeables au regard de différents retours d'expérience, et plus particulièrement dans le cas des odeurs. L'intégration des pics d'émission dans le calcul de la concentration environnementale n'est possible qu'en utilisant des modèles d'évaluation dynamiques. Le choix du modèle USEtox nous apparaît toujours le plus approprié au regard de sa conception imbriquée et également concernant le fait qu'il est issu d'un consensus scientifique relativement récent. Par contre, au vu de la méthodologie proposée, nous pouvons regretter son fonctionnement non dynamique et son manque de temporalité qui peuvent apparaître limitant. D'autre part, la mise en application de la méthodologie d'évaluation proposée nous a permis de supposer l'existence de relations entre les substances non intégrées à l'évaluation. L'évaluation indépendante des substances, particulièrement visible dans le cadre de l'évaluation des odeurs peut également être supposée dans le cadre de l'impact toxicité. Ceci signifie qu'il peut exister un risque d'impact même si l'évaluation ne le prouve pas. Le troisième élément qui peut être soulevé quant à la proposition méthodologique concerne l'analyse de l'exposition. Dans son objectif initial, l'item « analyse de l'exposition » devait permettre d'intégrer la présence des cibles au calcul de l'impact. Or, dans la méthodologie proposée, il s'agit simplement de s'intéresser à la concentration de substance déjà présente dans le milieu mais la présence de cibles

sensibles n'est pas considérée. Cette omission est imputable au temps nécessaire pour son développement. Enfin, l'utilisation d'une classification type évaluation de risques, entraîne l'introduction d'un droit à polluer (l'émission de substances potentiellement polluantes est admise dans un environnement a priori sain (concentration bruit de fond faible)). Ce droit à polluer est identifiable lorsque le ratio d'occurrence se situe dans le premier intervalle et lorsque la concentration bruit de fond est faible donc par extrapolation que l'environnement d'émission peut être considéré comme relativement peu pollué. Dès lors, la détermination d'un ratio d'occurrence dans le premier intervalle peut sous-entendre l'autorisation pour l'installation de s'implanter sur un territoire et de participer à la dégradation de sa qualité.

Quelques éléments de perspective peuvent être apportés pour répondre à certaines limites.

Le premier élément de perspective soulevé concerne l'évaluation de l'exposition telle qu'elle est réalisée dans la méthodologie proposée. Comme expliqué précédemment, elle ne permet pas d'intégrer la présence de cibles sensibles. Ces différents éléments pourraient être intégrés dans la détermination d'un facteur de pondération à appliquer à la concentration d'exposition en fonction de la densité de population du milieu d'émission ou encore de la présence potentielle de différents bassins de populations plus sensibles que la moyenne, tels que les hôpitaux, les crèches ou encore les maisons de retraites. Dès lors, plus le facteur de pondération serait élevé, plus le risque de concordance entre l'émission et les cibles serait important. Par ailleurs, lors de la construction de la chaîne de cause à effet de l'impact odeurs, nous nous sommes confrontés à la problématique de la dimension subjective de l'impact évalué. L'odeur n'est pas perçue de la même façon par l'ensemble des individus, c'est ce qui définit le caractère hédonique d'une odeur. Lors de la construction de la chaîne de cause à effet, nous avons défini trois items distincts : émission gazeuse, odeur potentielle et nuisance potentielle.

L'objectif de cette nouvelle chaîne de cause à effet est de construire une méthode d'évaluation qui, à partir de l'émission gazeuse, permet de déterminer l'odeur potentielle et de déterminer la nuisance potentielle ressentie par les riverains. Le lien entre émission gazeuse et odeur potentielle peut être déterminé de façon objective alors que la détermination du second lien (entre odeur potentielle et nuisance potentielle) fait appel à des notions objectives mais également à des notions subjectives propres à la perception individuelle. Au regard des objectifs de cette thèse et des compétences nécessaires à la construction du second lien, seul le passage d'émission gazeuse à odeur potentielle a été construit. Cependant, il est nécessaire de rappeler que pour être la plus fine et robuste possible, l'évaluation de la nuisance olfactive doit intégrer cette part de subjectivité.

L'ACV est un outil d'évaluation global dont l'objectif n'est pas d'évaluer les enjeux locaux mais en repensant la construction de l'évaluation sans bouleverser la vision du calcul de l'impact, ce travail de thèse permet de proposer une construction méthodologique pour l'évaluation de la toxicité et des odeurs, impacts décisifs dans un processus décisionnel de gestion des déchets.

6 Recommandations opérationnelles : « Pour un usage raisonné de l'ACV »

L'ACV est une méthode de calcul environnemental complexe, dont la mise en œuvre requiert un haut niveau d'expertise, et qui doit en principe se dérouler selon un protocole exigeant garant de la robustesse des résultats produits et de leur utilité en appui à la décision publique. L'ACV devrait notamment être mise en œuvre par un expert inséré dans une communauté professionnelle, et soumettant *in fine* son travail à une revue critique. Or, force est de constater que ces conditions ne sont pas toujours réunies dans la pratique, pour des raisons qui tiennent à la fois aux commanditaires (dans le cas de Proddeval, collectivités locales qui n'ont pas toujours les ressources financières et humaines nécessaires, et agissent parfois selon des temporalités très contraintes) et aux opérateurs (bureaux d'études plus ou moins spécialisés). Ces mises en œuvre en mode « dégradé » peuvent aboutir à des résultats inutilisables. Une solution peut consister à suivre un certain nombre de recommandations. Ces recommandations issues des travaux Proddeval (inventaire des cas d'usages, monographies de quatre cas et ateliers avec les acteurs), ont pour objectif de permettre un dialogue fructueux entre collectivité et ACViste tout au long du processus de réalisation :

1. On se place dans l'hypothèse d'un processus de choix de filière ouvert et dans lequel la place de l'ACV est explicitement identifiée dans le processus de décision ou les modalités d'arbitrage.
2. La première étape est de composer un comité de pilotage comprenant, outre le maître d'ouvrage (MO) et l'ACViste, un spécialiste des systèmes techniques à étudier, qui pourra alerter l'ACViste sur les aspects des technologies importants à connaître au regard de leur impact potentiel sur le résultat final (exemples : taux de fuites de biogaz du digesteur,

- rendement énergétique, taux d'abatement matière...), ainsi que des représentants d'associations environnementales ou d'usagers.
3. Une formation des membres du comité de pilotage doit être organisée, sur le mode « l'ACV pas à pas », de manière à leur faire comprendre la mécanique de la démarche ainsi que les « points d'attention » sur lesquels leur vigilance et, éventuellement, leur arbitrage devront s'exercer.
 4. Dans la phase opérationnelle, un premier échange doit porter sur la formalisation de l'objectif du maître d'ouvrage et de ses contraintes (temporelles, financières, d'accès aux données), de manière à permettre à l'ACViste de traduire cet objectif sous la forme d'un format d'analyse adapté, en prenant notamment en compte les dimensions suivantes :
 - a. screening ou analyse détaillée ;
 - b. degré de contextualisation souhaité / possible, en lien avec le recours à des données produites localement ou importées de bases de données ;
 - c. plus généralement, accord sur les objectifs en matière de qualité des données ;
 - d. portée de l'analyse : impacts (exprimés en unités « physico-biologiques ») ou dommages (exprimés en unités « anthropiques ») ; dans le second cas, des facteurs de conversion sont à envisager (cf. infra).
 5. La liste des impacts à prendre en compte et leur éventuelle hiérarchisation / pondération dans la production du jugement global doivent être établis en phase initiale, en lien si possible avec les autres critères de jugement sur lesquels le MO souhaite s'appuyer. Pour les impacts, l'écueil à éviter est de se laisser guider par les effets de mode (« tel impact parce que c'est celui dont on parle »). Le choix de la pondération peut être guidé par des méthodes d'explicitation/construction des préférences collectives, ou par référence à différentes figures archétypiques de décideur (par exemple, le décideur « égalitariste » affectera le même poids à tous les impacts).
 6. L'ACViste doit présenter et faire valider sa modélisation du système en processus élémentaires concourant à l'obtention de la fonction principale recherchée (par exemple : traiter les déchets produits sur un an) et des co-fonctions (par exemple : produire telle quantité d'énergie). Pour les co-fonctions, il ne faudra pas sous-estimer le temps nécessaire pour les expliciter et les faire valider.
 7. L'ACViste doit présenter et mettre en débat ses choix et stratégies possibles sur un certain nombre de points sensibles :
 - a. valeur d'un paramètre sur lequel les références sont très limitées (exemple : taux de fuite du biogaz) : une recommandation possible est de transformer ce paramètre en variable et de mener ensuite des analyses de sensibilité ;
 - b. choix éventuel des facteurs de conversion (et modèles sous-jacents) des impacts en dommages, notamment pour les dimensions toxicité et écotoxicité pour lesquelles le consensus n'est pas établi ; là aussi, possibilité de tester différentes variantes.
 8. La mise en discussion des résultats doit être engagée une fois que leur compréhension a été validée grâce à un choix approprié de modes de représentation-visualisation.
 9. Ce guide doit être discuté et adapté en début de processus par le comité de pilotage pour lequel il peut constituer une sorte de feuille de route.

7 Pour aller plus loin : ACV et démocratie technique

Nos travaux se sont focalisés sur les liens entre l'évaluation environnementale et les processus de décision relatifs à la gestion des déchets. Ils tendent à montrer que celle-ci intervient peu dans la décision, fortement tributaire d'éléments économiques et financiers, d'opportunités techniques ou foncières ou encore de faisabilité sociale. La question de la performance environnementale n'interviendrait de fait qu'en tant que facteur annexe. En élargissant la focale, on peut poser assez facilement l'hypothèse que cette faiblesse de l'évaluation environnementale est somme toute assez commune à l'ensemble des décisions publiques et dépasse donc largement la question de la gestion des déchets.

D'une façon plus large, il convient probablement de s'interroger sur le design des processus de décision. Si, à l'observation, ils semblent d'une grande diversité en termes de modalité, de surface sociale mobilisée, de temporalité, ils ont par contre, dans leur majorité, comme caractéristique commune de ne pas être explicites, *a priori*, vis-à-vis des parties prenantes sur les règles du jeu qui vont justement présider à la décision. C'est particulièrement flagrant en ce qui concerne la question de l'évaluation environnementale en tant qu'élément tiers à mobiliser dans le processus. Ce manque de clarté sur la place de l'évaluation environnementale et

son absence de publicisation préalable lui laissent très peu de chance d'être réellement mobilisée dans la décision. En d'autres termes, tant que le processus de décision n'est pas calibré en tant qu'outil démocratique pour faire de l'évaluation environnementale une pièce repérée et constitutive de la décision, elle ne peut y contribuer. C'est ce que démontre a contrario le cas turinois.

Enfin, nos travaux ont mis en lumière deux axes de progrès de l'ACV pouvant renforcer sa place dans un processus de décision ou, plutôt, participer à réunir les conditions nécessaires à son renforcement, mais qui restent probablement insuffisantes en elles même au regard des deux points précédents. Le premier est celui de la montée en compétences des parties prenantes sur la compréhension de ce qu'est l'ACV pour qu'elles puissent contribuer de façon éclairée au processus décisionnel. Savoir pour parler juste, pour définir et partager les hypothèses afin de consolider le résultat en tant que socle commun. Le second axe est celui du renforcement intrinsèque de l'ACV, tant en termes de fiabilité des résultats ou, plus simplement, d'un point de vue procédural par la normalisation des pratiques. Ces deux axes sont bien évidemment questionnables en gardant toujours de la distance par rapport au champ des déchets.

Ce qu'on pourrait qualifier de démocratie technique suppose-t-elle l'acquisition par les tiers non experts, les profanes, de l'ensemble des connaissances pour faire avec/à la place de l'homme de l'art ? Est-ce compatible avec les capacités d'engagement des tiers ? Une telle exigence, qui invite à transformer les profanes en quasi-experts, ne risque-t-elle pas d'exclure *de facto* ceux qui ne disposent pas d'un capital scolaire suffisant ou du minimum de prérequis suffisant, et d'affaiblir la portée d'un éventuel accord si les profanes « de l'extérieur » ne peuvent plus s'identifier aux profanes « de l'intérieur » ? On peut là encore poser l'hypothèse que la montée en compétence des parties prenantes sur un sujet technique, pour rester compatible avec une surface sociale ouverte, doit être calibrée de façon à ce que les questions puissent être construites par les parties prenantes sur un socle de connaissance suffisant et que les réponses ou scénarios puissent être mis en critique de façon éclairée. Dans ce cadre, la modélisation, le recueil de données, les hypothèses et les calculs sont délégués au sachant, à l'expert ou à « l'homme de l'art ». Ce « lâcher prise » des parties prenantes vis-à-vis de la sphère technique repose bien évidemment sur un niveau élevé de confiance entre les différents acteurs et dans le processus démocratique auquel ils prennent part. En d'autres termes, c'est la qualité intrinsèque du processus démocratique de décision, dans sa capacité à sécuriser les acteurs, qui peut permettre ce « lâcher prise », condition probablement nécessaire à un usage « civil » de l'évaluation environnementale. Il n'en demeure pas moins que l'ACV ne sera jamais que l'un des outils d'évaluation environnementale ou d'appréciation pris en compte dans la décision, le jugement collectif se formant en croisant des éléments relatifs à d'autres enjeux (effets sanitaires, nuisances...) et forgés selon d'autres modalités (témoignages d'experts, comparaison avec des cas semblables...).

Le second axe de progrès repéré est celui du renforcement de la solidité de l'ACV, de sa fiabilisation, notamment dans le domaine de la gestion des déchets. Si d'évidence la mécanique est perfectible en termes de normalisation des pratiques ou encore dans l'expression des résultats pour faciliter leur mise en discussion dans la sphère publique, les limites semblent fortes puisque les contraintes sont multiples : financières, temporelles ou encore inhérentes à l'inclusion des incertitudes scientifiques. La question est bien de savoir si une ACV plus robuste pourrait être plus opérante en termes de décision. A l'analyse de nos terrains et par extension à d'autres domaines, il semble que cette question n'intervient qu'à la marge. Pour forcer le trait, nous pourrions poser l'hypothèse qu'une évaluation environnementale de qualité dans un piètre processus de décision n'a aucune chance de produire un effet et, qu'à contrario, une piètre évaluation dans un processus de qualité a toute chance d'y prendre une place conséquente. Sans évacuer la nécessité de travailler à la robustesse de l'évaluation environnementale et à son adaptation au sujet « déchet », l'effort doit donc également porter sur le design des processus, sur leurs fonctionnalités démocratiques et sur la place qu'ils accordent à l'évaluation environnementale si on souhaite que celle-ci participe davantage de la décision. L'évaluation environnementale, et singulièrement l'ACV, n'est qu'un outil au sein d'un processus et quelle que soit sa qualité, elle ne peut pas créer par elle-même les conditions d'inclusion démocratique qui se jouent sur un autre plan.

Proddeval portait somme toute un questionnement simple : en quoi l'évaluation environnementale participe de la décision en termes de gestion de déchet et quelles peuvent être les conditions de renforcement de cette participation ? La réponse directe est celle d'une faible interaction entre évaluation environnementale et décision et les bénéfices collatéraux en termes de mise en collectif des acteurs peuvent être interrogés. En effet, un objet technique comme celui de l'évaluation environnementale, et tout particulièrement celui de l'ACV du fait de sa complexité, est-il le plus adapté pour mettre en mouvement une communauté d'acteurs sur un sujet complexe et transversal comme celui du service public de gestion des déchets ? Nous pourrions en fin d'exercice poser l'hypothèse que, tout en restant un terme important de l'équation, l'évaluation environnementale ne peut à elle seule produire des effets démocratiques lui permettant de concourir à la

décision et qu'on ne peut s'affranchir d'une réflexion sur le design des processus de décision pour optimiser la gestion des déchets et le développement de ses outils.

Conclusions

Le calcul environnemental ne parvient que difficilement à occuper une place centrale dans les processus décisionnels et encore moins dans l'espace public. Cela tient naturellement à des paramètres structurels, au premier rang desquels figure la surdétermination des choix par les contraintes sociopolitiques¹⁴ et technico-économiques. Cela tient également à des difficultés propres à cet outil. L'évaluation par ACV débouche en effet, la plupart du temps, sur des arguments complexes, non tranchants, difficilement isolables de toute la chaîne calculatoire et traduisibles dans le format requis pour un usage public large, sauf à ce que les utilisateurs les « durcissent » exagérément en « omettant » par exemple de signaler les marges d'incertitude et la dépendance des résultats à certaines hypothèses et jeux de données. On oscille alors entre trois attitudes ou tentations de la part des destinataires de ces calculs :

- la tentation de l'indifférence ou du rejet, par « impossibilité de faire parler les résultats » ou de se les approprier, ce qui peut être retraduit dans les termes d'un refus de voir une nouvelle « boîte noire » technique prendre le pas sur la discussion collective¹⁵ ;
- la tentation du durcissement artificiel de l'objectivité des résultats (« c'est ce que disent les experts ») ;
- la tentation de la disqualification ironique (c'est de la « fausse scientificité ») ou de la manipulation, le calcul devenant le ventriloque de son auteur (« on peut leur faire dire ce qu'on veut »).

Par ailleurs, le calcul environnemental de type ACV apporte des éléments de réponse à des questions (augmentation de l'effet de serre, consommation de ressources, émissions potentielles de polluants) qui ne sont pas centrales dans les controverses et apparaissent moins légitimes que les enjeux liés aux impacts de proximité : nuisances sonores, visuelles ou olfactives et pollutions locales. Certes, des développements méthodologiques sont en cours en vue de « spatialiser l'ACV » (cf. encadré infra sur la thèse de M. Marchand). Mais ces débordements de proximité relèvent d'une logique sans doute difficilement saisissable par le calcul, comme l'illustre bien la question des odeurs. En effet, une métrologie des odeurs se développe ; couplée à des modèles d'émission et de dispersion, elle contribue à définir des zones d'impact potentiel, et conduit à prescrire un certain nombre de mesures sur les procédés techniques ou les bâtiments d'une installation, et à fixer des règles d'éloignement des habitations. Il n'en demeure pas moins que le potentiel de nuisance d'une installation ne se laisse pas réduire par cette approche technicienne de la pollution osmique, en raison d'une part de la complexité intrinsèque des phénomènes olfactifs et, d'autre part, de l'intervention de facteurs contextuels (décalage avec les attentes de l'individu...) et individuels (attitude vis-à-vis de la source odorante, affects associés aux odeurs notamment). Plus généralement, les problématiques de justice et de régulation environnementale, posées en termes de répartition socio-territoriale et de monitoring continu des risques et nuisances, sont souvent plus décisives que celle de la performance environnementale. Cela invite à porter l'attention sur d'autres outils, par exemple les compensations ou les dispositifs de régulation de type « jurys de nez » pour les odeurs.

Quoi qu'il en soit de ces limites, comme on a pu également le voir, l'usage de l'ACV se développe et n'est pas sans effet lorsque certaines conditions sont réunies : un engagement explicite de l'autorité publique à en tenir compte, une conduite de l'évaluation qui associe étroitement les parties prenantes. Il importe donc de réfléchir aux conditions générales d'un usage raisonné de cet outil. Une solution envisageable consiste à mettre en place une forme de contrôle à distance, via la création d'outils conçus pour simplifier au maximum la réalisation des calculs par l'utilisateur. C'est dans cette optique que le logiciel d'« ACV déchet » WRATE a été développé pour l'agence anglaise de l'environnement, de manière à pouvoir être déployé par les décideurs locaux sans la supervision d'un praticien de longue date (ou « expert »). L'outil est en effet

¹⁴ Un cas frappant est celui d'une autorité de gestion des déchets à Londres qui aurait décidé d'opter pour la construction d'un centre de tri, malgré le fait que les résultats d'une étude ACV préconisaient l'incinérateur : l'autorité aurait reculé devant la perspective d'affronter une controverse autour d'un projet impopulaire selon l'ACViste auteure de l'étude (entretien téléphonique, 13/06/2013).

¹⁵ « decision tools versus process », pour reprendre l'expression de Petts (2000), citée par Morrissey et Browne (2004). Cette perspective critique rejoint celle de Bras-Klapwijk (1998) sur le rôle de l'ACV dans la controverse néerlandaise sur le PVC dans les années 1990 : « LCAs are easily misused due to their apparent objectivity, and the quantitative and black box nature of their results ». L'auteur plaide en conséquence pour des approches plus ouvertes et qualitatives que l'ACV dans le processus décisionnel, au regard des effets négatifs que la quantification peut produire. Il ne rejette pas la quantification *per se* mais il lui donne une place beaucoup plus réduite

commandé pré-paramétré à l'agence de l'environnement britannique, qui est informée du lieu et de l'objectif de l'étude. Combiné au fait qu'un utilisateur profane doit au minimum suivre une courte formation en amont de son utilisation, le logiciel WRATE permet, selon l'agence de l'environnement britannique, une utilisation autonome de l'outil par les acteurs de terrain, tout en limitant les erreurs qui seraient liées à une « mauvaise application » de l'outil.

Une alternative est d'imaginer des structures de gouvernance d'un projet dans lesquelles le calcul environnemental puisse être déployé :

- au « bon moment », c'est-à-dire suffisamment « en amont » pour que les choix soient encore ouverts, notamment au niveau des scénarios à comparer, mais pas trop pour que les acteurs soient mobilisables sur un projet suffisamment précis ;
- en lien avec un public ouvert aux parties prenantes mais configuré de manière telle que puissent y avoir lieu les apprentissages nécessaires, notamment en laissant le temps pour la montée en compétences des parties ;
- en organisant une montée en compétence avec des outils spécifiques, qu'il s'agisse de se familiariser avec les enjeux globaux de la gestion des déchets comme cela a été tenté au Royaume-Uni (un des cas étrangers identifiés lors de l'inventaire) avec le logiciel Womble (Sinclair *et al.*, 2007), ou dans le cas de nos ateliers avec une formation « ACV pas à pas » ;
- en construisant préalablement à la mise en œuvre de l'outil, un consensus sur sa finalité ;
- en veillant à mobiliser des types d'outils suffisamment robustes pour produire des résultats fiables et pertinents et des ressources humaines internes ou externes pour les faire fonctionner ;
- en veillant à une discussion transparente et argumentée des choix critiques (scénarios, données, hypothèses et méthodes de calcul...) ;
- dans une perspective d'articulation avec d'autres régimes de preuves, notamment celles fournies par les études d'impact et sanitaires, et de régulation, de type commissions de suivi, au fur et à mesure que le projet se déploie et que les enjeux évoluent.

Références bibliographiques

ADEME et AMORCE (2005). "Comment évaluer les impacts environnementaux au moyen de l'analyse du cycle de vie?" 58 p.

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" (352 p.)

Anex, R. P. and W. Focht (2002). "Public Participation in Life Cycle Assessment and Risk Assessment: A Shared Need." *Risk Analysis* 22(5): 861-877.

Baumann, H. (2000). "Introduction and organisation of LCA activities in industry." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 5(6): 363-368.

Berkhout, F. and R. Howes (1997). "The adoption of life-cycle approaches by industry: patterns and impacts." *Resources, Conservation and Recycling* 29: 71-94.

Billé, R., Y. Laurans, et al. (2012). Valuation without action? On the use of economic valuations of ecosystem services. Policy Brief. Paris, IDDRI: 4.

Blengini G.A.; Fantoni M.; Busto M.; Genon G.; Zanetti M.C. (2012). "Participatory approach, acceptability and transparency of waste management LCAs: Case studies of Torino and Cuneo", *Waste Management*, vol 32, p.1712-1721

Boize, M., Borie, A. L., et al. (2008) "Pertinence de l'analyse de cycle de vie (ACV) pour l'évaluation des impacts sanitaires : comparaison avec l'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS)" *Environnement, Risques & Santé* 7 (4) p.265-277

Bras-Klapwijk, R. M. (1998). "Are Life Cycle Assessments a Threat to Sound Public Policy Making ?" *International Journal of Life Cycle Assessment* 3(6): 333- 342.

Buttol P. et al. (2007). "LCA of integrated MSW management systems: Case Study of the Bologna District", *Waste Management*, 27, p.1059-1070

Cashmore, M., T. Richardson, et al. (2010). "Evaluating the effectiveness of impact assessment instruments: Theorising the nature and implications of their political constitution." *Environmental Impact Assessment Review* 30(6): 371-379.

Collins, A. and A. Flynn (2007). "Engaging with the Ecological Footprint as a Decision-Making Tool: Process and Responses." *Local Environment: The International Journal of Justice and Sustainability* 12(3): 295 - 312.

Contreras, F., K. Hanaki, et al. (2008). "Application of analytical hierarchy process to analyze stakeholders preferences for municipal solid waste management plans, Boston, USA." *Resources, Conservation and Recycling* 52(7): 979-991.

Debourdeau, A. (2011). La politique des lingettes : l'écologie, les marchés et le quotidien. Humains, Non-Humains. Comment repeupler les sciences sociales. S. Houdart and O. Thiery. Paris, La Découverte.

Ekvall T., Assefa G., Björklund Anna, Eriksson O., Finnveden G. (2007). "What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management", *Waste Management*, 27, p.989-996

Fischer, T. B. (2003). "Strategic environmental assessment in post-modern times." *Environmental Impact Assessment Review* 23(2): 155-170.

Flemström, K., Carlson, R., et al. (2004) "Relationship between Life Cycle Assessment and Risk Assessment - Potentials and Obstacles" Chalmers University of Technology (80p.)

Heijungs, R. and J. B. Guinée (2007). "Allocation and 'what-if' scenarios in life cycle assessment of wastemanagement systems." *Waste Management* 27(8): 997-1005.

Heiskanen E. (1997). "The social shaping of a technique for environmental assessment", *Science Studies*, 1, 11, No.1, p.27-51.

- Henry, C. (1984). "La microéconomie comme langage et enjeu de négociations." *Revue économique*, 35(1): 177-198.
- ISO 14040 (2006): "Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework" International Standard Organization
- ISO 14044 (2006): "Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines" International Standard Organization
- Ivanès, P. "Affaire de la dioxine de l'incinérateur de Gilly-sur-Isère" http://www.pierre.ivanès.free.fr/pi_cv.html Consulté le 12 Février 2012
- Kidd, S. and T. B. Fischer (2007). "Towards sustainability: is integrated appraisal a step in the right direction?" *Environment and Planning C: Government and Policy* 25(2): 233-249.
- Morrissey, A. J. and J. Browne (2004). "Waste management models and their application to sustainable waste management." *Waste Management* 24(3): 297-308.
- Petts, J. (2000). "Municipal Waste Management: Inequities and the Role of Deliberation." *Risk Analysis* 20(6): 821-832.
- Potting, J. et Hauschild, M. (1997a) "The linear nature of environmental impact from emissions in life-cycle assessment" *International Journal of Life Cycle Assessment* 2 (3) p.171-177
- Potting, J. et Hauschild, M. (1997b) "Spatial differentiation in life-cycle assessment via the site-dependent characterization of environmental impact from emissions" *International Journal of Life Cycle Assessment* 2 (4) p.209-216
- Powell J. (2000). "The Potential for sing Life Cycle Inventory Analysis in Local Authority Waste Management Decision Making", *Journal of Environmental Planning and Management*, 43(3), p.351-367
- Rosenfeld, P. E., Clark, J. J. J., et al. (2007) "The use of an odour wheel classification for the evaluation of human health risk criteria for compost facilities" *Water Science and Technology* 55 (5) p.345-357
- Runhaar, H. and P. P. J. Driessen (2007). "What makes strategic environmental assessment successful environmental assessment ? The role of context in the contribution of SEA to decision-making." *Impact Assessment and Project Appraisal* 25(1): 2-14.
- Salhofer, S., G. Wassermann, et al. (2007). "Strategic environmental assessment as an approach to assess waste management systems. Experiences from an Austrian case study." *Environmental Modelling & Software* 22(5): 610-618.
- Sheate, W. R. (2009). "The evolving nature of environmental assessment and management : linking tools to help deliver sustainability". *Tools, techniques & approaches for sustainability: collected writings in environmental assessment policy and management*. W. R. Sheate, World Scientific.
- Schlierf, K., Aissani, L., et al. (2012). "The incorporation of results of non-aggregated Life Cycle Assessment in decision making: Evidence from a case study in local waste management in France", *Waste and Biomass Valorization*
- Sinclair, P., S. Cowell, et al. (2007). "A case study in participatory environmental systems assessment with the use of multimedia materials and quantitative LCA." *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* 9(4): 399-421.
- Tukker, A. (1998) "Uncertainty in life cycle impact assessment of toxic releases: Practical experiences - Arguments for a reductionistic approach? Impact assessment of toxic releases in a substance flow analysis for PVC in Sweden" *International Journal of Life Cycle Assessment* 3 (5) p.246-258
- Vagt, H., K. Jacob, et al. (2008). "LCA options for sustainable governance assessed". *CALCAS Co-ordination Action for innovation in Life-Cycle Analysis for Sustainability*.

Synthèse des valorisations des avancées et résultats du projet PRODDEVAL

Communications

Les outils d'évaluation environnementale : juge de paix des controverses sur la gestion de déchets ? (...vers une approche méthodologique)

Auteurs : Katharina SCHLIERF

Evènement : Séminaire EHESS - La portée de la participation ou l'expérience des milieux. Sociologie des mobilisations territorialisées, janvier 2011

Résumé : Enquête empirique de la mise en œuvre des outils d'évaluation environnementale. La description sociotechnique comme réponse ?

Intégration du critère environnemental dans la prise de décision : Présentation des objectifs et des premiers résultats du projet PRODDEVAL

Auteurs : Lynda AISSANI, Katharina SCHLIERF, Rémi BARBIER, Christophe BEUROIS, Jacques MERY, Pascal MALLARD, Mathilde MARCHAND

Evènement : Colloque Ademe Prévention, Déchets et Territoire, Nantes, France, juin 2011

Résumé : Présentation des premiers résultats du projet PRODDEVAL, financé par l'Ademe. Etude des différentes utilisations d'outils d'évaluation environnementale dans les processus décisionnels en matière de gestion des déchets : réception par les différents acteurs

Odour and Life Cycle Assessment – A proposal of local assessment

Auteurs : Mathilde MARCHAND, Lynda AISSANI

Evènement : Colloque Ecotechs and tools, Montpellier, France, novembre 2011

Résumé : Proposition d'une méthodologie d'évaluation localisée d'un impact odeur grâce via la méthodologie d'Analyse du Cycle de Vie pour une application à l'évaluation des performances environnementales de systèmes de gestion des déchets.

The integration of non-aggregated Life Cycle Assessment results into decision making

Auteurs : Katharina SCHLIERF

Evènement : Colloque Ecotechs and tools, Montpellier, France, novembre 2011

Résumé : Etude de cas de la réception des acteurs de résultats d'ACV pour l'évaluation environnementale de scénarios de traitement des déchets dans le cadre de processus décisionnels.

Local assessment of toxicity for municipal solid waste through Life Cycle Assessment and USEtox

Auteurs : Mathilde MARCHAND, Lynda AISSANI, Pascal MALLARD, Fabrice BELINE, Jean-Pierre REVERET

Colloque : 8th International Conference ORBIT 2012 - Global assessment for organic resources and waste management, Orbit 2012, Rennes, France, juin 2012

Résumé : Cet article met l'accent sur un développement méthodologique visant à évaluer localement et quantitativement la toxicité générée par une installation de traitement biologique des déchets.

ACV et différenciation spatiale : quelle réception par les acteurs au travers d'un « focus group » ?

Auteurs : Mathilde MARCHAND, Lynda AISSANI, Pascal MALLARD, Fabrice BELINE, Jean-Pierre REVERET

Evènement : Ecotechs'2012, Montoldre, France, octobre 2012

Résumé : Résultats à l'issue d'un focus-group avec des acteurs locaux de la gestion des déchets, ce focus-group a été monté dans l'objectif de présenter à ces acteurs les avancées méthodologiques en termes d'évaluation spatialisée des nuisances et impacts locaux en ACV : cas de la toxicité et des odeurs.

L'ACV comme outil d'aide à la décision en gestion des déchets – Attentes des acteurs et robustesse de l'outil

Auteurs : Lynda AISSANI, Katharina SCHLIERF, Rémi BARBIER, Jacques MERY, Christophe BEUROIS

Décision publique et évaluation environnementale : retours d'expérience sur l'usage de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) par des gestionnaires de déchets municipaux - Livrable Final projet Proddeval	10/2014
--	---------

Evènement : Web conférence – Réseau Ideal « Impacts environnementaux des installations de traitement de déchets », novembre 2012

Résumé : Présentation du projet Proddeval, des résultats de l'inventaire des cas d'usage de l'évaluation environnementale lors de processus décisionnels en gestion des déchets, des deux monographies de cas d'usage français et des enseignements que l'on peut tirer concernant la méthodologie ACV.

Décision publique et évaluation environnementale : retours d'expérience sur l'usage de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) par des gestionnaires de déchets municipaux

Auteurs : Rémi BARBIER, Christophe BEUROIS, Lynda AISSANI, Paul WARD-PERKINS, Katharina SCHLIERF

Evènement : Colloque OPDE 2014 Des outils pour décider ensemble, Yverdon-Les-Bains, Suisse, octobre 2014

Résumé : Présentation du projet Proddeval, des résultats de l'inventaire des cas d'usage de l'évaluation environnementale lors de processus décisionnels en gestion des déchets, de l'analyse des quatre monographies de cas d'usage (deux français et deux italiens) et des ateliers retour auprès des acteurs.

Publications

Odour and Life Cycle Assessment (LCA) in Waste Management: A Local Assessment Proposal

Auteurs : Mathilde MARCHAND, Lynda AISSANI, Pascal MALLARD, Fabrice BELINE, Jean-Pierre REVERET

Revue : Waste and Biomass Valorization (2013) DOI 10.1007/s12649-012-9173-z

Résumé : Proposition d'une méthodologie d'évaluation localisée d'un impact odeur grâce via la méthodologie d'Analyse du Cycle de Vie pour une application à l'évaluation des performances environnementales de systèmes de gestion des déchets.

Evaluation locale de la toxicité liée à la gestion des déchets ménagers au travers de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et de l'USEtox

Auteurs : Mathilde MARCHAND, Lynda AISSANI, Pascal MALLARD, Fabrice BELINE, Jean-Pierre REVERET

Revue : Techniques Sciences Méthodes, vol.9 (2013)

Résumé : Cet article met l'accent sur un développement méthodologique visant à évaluer localement et quantitativement la toxicité générée par une installation de traitement biologique des déchets.

The Incorporation of Results of Non-aggregated Life Cycle Assessment in Decision Making: Evidence from a Case Study in Local Waste Management in France

Auteurs : Katharina SCHLIERF, Lynda AISSANI, Jacques MERY

Revue : Waste and Biomass Valorization (2013) DOI 10.1007/s12649-012-9174-y

Résumé : Etude de cas de la réception des acteurs de résultats d'ACV pour l'évaluation environnementale de scénarios de traitement des déchets dans le cadre de processus décisionnels.

What scientific issues in Life Cycle Assessment applied to waste and biomass valorization? Editorial

Auteurs : Véronique BELLON MAUREL, Lynda AISSANI, Cécile BESSOU, Laurent LARDON, Eléonore LOISEAU, Eva RISCH, Philippe ROUX, Guillaume JUNQUA

Revue : Waste and Biomass Valorization (2013) DOI 10.1007/s12649-012-9189-4

Résumé : Inventaire des problématiques méthodologiques de l'ACV pour son application à l'évaluation des systèmes de traitement et valorisation des déchets et bio-ressources.

Innovier en évaluation environnementale : le cas de l'usage de l'Analyse de Cycle de Vie dans les processus décisionnels

Auteurs : Lynda AISSANI, Rémi BARBIER, Christophe BEUROIS, Jacques MERY, Katharina SCHLIERF

Revue : chapitre d'un ouvrage ASTEE « Innover dans les services publics locaux de l'eau et des déchets » (2014)

Résumé : Synthèse des résultats de Proddeval quant à l'insertion de l'ACV dans les processus de décision public en gestion des déchets

Irstea – centre de Rennes
17 avenue de Cucillé
CS 64427
35044 Rennes cedex
tél. +33 (0)223482121
fax +33 (0)223482115
www.irstea.fr

