



HAL
open science

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

Lynda Aissani, Katharina Schlierf, Rémi Barbier, Christophe Beurois, Jacques Méry, Pascal Mallard, Mathilde Marchand

► To cite this version:

Lynda Aissani, Katharina Schlierf, Rémi Barbier, Christophe Beurois, Jacques Méry, et al.. Intégration du critère environnemental dans la prise de décision : Présentation des objectifs et des premiers résultats du projet PRODDEVAL. Prévention, Déchets et Territoire, Jun 2011, Nantes, France. pp.10. hal-02596446

HAL Id: hal-02596446

<https://hal.inrae.fr/hal-02596446v1>

Submitted on 15 May 2020

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

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

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

Lynda AISSANI ^a, Katharina SCHLIERF ^{ab}, Rémi BARBIER ^b, Christophe BEUROIS ^c, Jacques MERY ^a,
Pascal MALLARD ^a, Mathilde MARCHAND ^a

^a Cemagref-Unité GERE – 17 avenue de Cucillé – CS 64427 – 35044 Rennes cedex

Tél : 02.23.48.21.47 – Fax : 02.23.48.21.15 – lynda.aissani@cemagref.fr et katharina.schlierf@cemagref.fr

^a Cemagref-Unité HBAN – 1 rue Pierre Gilles de Gennes – CS 10030 – 92761 Antony cedex

Tél : 01.40.96.30.41 – Fax : 01.40.96.62.70 – jacques.mery@cemagref.fr

^b Ecole du Génie de l'Eau et de l'Environnement – 1 quai Koch – BP 1039 – 67070 Strasbourg

Tél : 03.88.24.82.48 – Fax : 03.88.24.82.84 - remi.barbier@engees.u-strasbg.fr

^c Médiation & Environnement – La Mercerie – 72800 – Savigné-sous-Le-Lude

Tél: 02 43 45 27 25 – Fax: 02 43 45 84 33 – christophe.beurois@mediation-environnement.coop

Introduction

La prise de décision dans le domaine environnemental est un processus complexe sous-tendu par la question de la régulation des pouvoirs et globalement orienté par la référence à l'intérêt général. Sur le plan formel, le processus décisionnel peut s'écarter du mode historiquement dominant qu'a été celui de la représentation/délégation aux élus et à leur administration, pour rentrer sur des logiques plus participatives. On en observe de nombreux exemples en matière de gestion des déchets. Le processus conduisant à la prise de décision devient alors un processus complexe faisant intervenir un nombre important d'acteurs différents tentant de converger vers un compromis résultant de la prise en compte de critères variés tels que : la faisabilité et les verrous techniques, la faisabilité économique, les progrès sociaux et les performances environnementales des différentes options soumises au choix.

En matière de gestion des déchets, à cette première complexité s'ajoutent le caractère tendu de certaines situations, avec des risques de pénurie de solutions de traitement sur certains territoires, et des situations locales parfois conflictuelles liées à une opposition des associations et à une méfiance systématique des riverains des futures installations.

La situation de crise de la décision qui en résulte conduit les acteurs à s'engager dans une double démarche, d'approfondissement de la « démocratisation » d'une part, avec l'ouverture aux parties prenantes, de « rationalisation » d'autre part, avec le déploiement d'un nouvel espace de calcul autour des impacts environnementaux et sanitaires, ces deux démarches pouvant être selon les situations combinées ou non. On observe dans ce cadre le déploiement d'outils d'évaluation permettant la quantification des impacts environnementaux potentiels de plans et projets, tels que le Bilan Carbone, l'Analyse du Cycle de Vie ou l'Empreinte Ecologique.

Le projet PRODDEVAL, financé par l'Ademe depuis juillet 2010 dans le cadre du programme « Déchets et Société – Individus et jeux d'acteurs » et courant sur 42 mois, a pour objectifs :

- (i) de comprendre la place des outils d'évaluation environnementale dans le dialogue public en matière de gestion des déchets (rôle de « langage de discussion » ou de « juge de paix ») ;
- (ii) d'analyser leur efficacité au regard de leurs cibles et de leurs usages ;
- (iii) d'améliorer ces outils en tant que supports aux processus décisionnels, au regard des besoins identifiés.

Ce projet est porté par le Cemagref et est composé d'une équipe pluridisciplinaire de chercheurs (des ingénieurs de la gestion des déchets, des sociologues de l'ENGEES, un économiste et un spécialiste des processus de concertation du cabinet Médiation & Environnement).

La première phase de travail de ce projet consiste en la réalisation d'un inventaire des couples outil d'évaluation environnementale/situation d'usage. A partir de cet inventaire, certains des couples identifiés seront choisis pour une analyse sociotechnique plus approfondie afin de mettre en lumière les écueils et les points forts des modalités de déploiement des outils au sein des processus décisionnels. Les résultats attendus sont la mise en évidence de modalités de déploiement pertinentes sur les plans tant méthodologiques (réalisation de l'évaluation environnementale à proprement parler) que pratiques (intégration dans le processus de décision). Il s'agit en définitive de proposer des améliorations méthodologiques ou des recommandations pour la mise en œuvre des outils au regard des dynamiques de « démocratisation » et de « rationalisation ».

Dans cet article, nous commençons par une présentation de ces outils et des situations d'usage identifiées en matière de gestion des déchets. Nous poursuivrons par un premier retour sur leur usage opérationnel.

1. Les outils d'évaluation environnementale en situation

Nous rappelons dans un premier temps le contexte d'émergence et les situations d'usage des outils d'évaluation environnementale (OEE) avant de présenter, plus dans le détail, ces différents outils.

1.1 Le contexte et les situations d'usage

Depuis quelques années, dans le sillage des obligations réglementaires nationales (les lois issus du Grenelle de l'environnement par exemple) et internationales (Paquet Climat au niveau de l'Europe et les Conférences Climat au niveau international), les problématiques environnementales prennent une place grandissante dans les processus décisionnels. Aux contraintes faisant suite au renforcement des obligations réglementaires s'ajoutent une poussée sociale qui se traduit également par une demande d'intégration des enjeux environnementaux dans la décision. Les décisions doivent alors, de plus en plus prendre en compte les impacts environnementaux potentiels des projets à court, moyen et long terme. Il résulte de tous ces facteurs une utilisation plus importante des outils d'évaluation environnementale de manière générale et notamment dans le cadre des politiques de gestion des déchets.

Cette utilisation est soumise à peu de prescriptions en termes de modalités de réalisation technique. Il existe néanmoins un document cadre, l'étude RECORD [Labouze et al., 2008], pour l'application du Bilan Carbone aux activités de gestion de déchets). En termes de déploiement au sein des processus de décision, peu d'indications sont disponibles également. On peut citer cependant le Guide Ademe [Ademe, 2006] pour l'Evaluation Environnementale des Plans d'Elimination des déchets.

Parallèlement, un marché dédié autour de la pratique de l'évaluation environnementale se développe avec un nombre croissant de bureaux d'études. A côté des bureaux d'études historiques pratiquant l'ACV (Bio Intelligence Service, EVEA, Ecobilan...), d'autres bureaux d'études se positionnent soit en tant que simples utilisateurs des outils sans une appropriation méthodologique forte de la démarche et des outils, soit ont une volonté de développement d'outils « propriétaires ».

Les collectivités et utilisateurs se trouvent confrontés à la technicité de mise en œuvre des outils d'évaluation environnementale et à la complexité de leur intégration au processus de décision. La place de l'évaluation environnementale, en tant qu'outil permettant la rationalisation de la décision et permettant d'en renforcer la portée démocratique en éclairant les termes du débat, n'est pas encore stabilisée. Dès lors, les acteurs vont s'emparer de ces outils de différentes façons et pour différents objectifs qui seront identifiés comme autant de couples outil d'évaluation environnementale/situation d'usage possibles. Dans le contexte de la gestion des déchets, il existe trois grands types de situations d'usage des outils d'évaluation environnementale au sein d'un processus décisionnel :

- la politique globale (nationale ou européenne) ;
- la planification ;
- le choix du mode de traitement, ou des évolutions par rapport à la situation existante ;
- la mise en œuvre des décisions du choix de traitement, pouvant se traduire notamment par le choix d'un site d'implantation d'une installation de traitement.

1.2 Les outils

L'évaluation environnementale se veut être un processus systématique qui permet d'évaluer et de documenter un système (produit ou service) vis-à-vis de l'environnement. Il s'agit d'évaluer les performances environnementales d'un système dans une démarche de planification et de prise de décision pour la prévision et la gestion des impacts environnementaux [André et al., 2003]. Elle cherche à évaluer l'état de l'environnement à un instant donné, les impacts environnementaux engendrés par une activité humaine et/ou les actions de réparation pouvant être entreprises.

Il existe trois grandes méthodologies permettant d'évaluer les performances environnementales d'un projet et de comparer globalement les performances environnementales de différentes options possibles : l'Analyse du Cycle de Vie, l'Empreinte Ecologique et le Bilan Carbone. Dans la pratique, ces méthodologies peuvent être utilisées dans les règles de l'art (conformément aux normes et/ou aux cadres conceptuels existants) mais des adaptations de ces méthodologies sont fréquemment observées notamment vers une plus grande simplification et/ou spécialisation.

Ces outils sont plus ou moins holistiques dans la mesure où ils proposent une évaluation d'une ou plusieurs catégories d'impacts environnementaux. Leur caractère plus ou moins holistique est la conséquence de leur

trajectoire particulière, car chacun d'entre eux a été conçu pour des objectifs variés et par des communautés scientifiques différentes. Ces outils ont chacun un champ d'étude, des objectifs, des modalités d'application et des atouts et limites variés qui sont passés en revue ci-dessous. Il existe pour ces trois méthodologies des outils informatiques (logiciels commerciaux ou tableurs Excel) pour faciliter leur pratique. Ces outils peuvent être génériques et s'adapter à toutes sortes d'objet d'étude ou ils peuvent être dédiés à un objet d'étude spécifique. Plusieurs outils dédiés existent ainsi, consacrés à l'évaluation de la gestion des déchets, notamment développés par des bureaux d'études mais aussi par des centres de recherche ou associations.

L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est un outil normalisé [ISO 14040, 2006] [ISO 14040, 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, 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 pourvoyant une même fonction. 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).

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.

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 environnementale.

Modalités d'application

L'ACV s'appuie sur un bilan qualitatif et quantitatif des aspects et des impacts environnementaux potentiels d'un système remplissant une fonction donnée. 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 quantifier les impacts environnementaux associés.

Pour l'étape d'évaluation des impacts, le décideur et/ou praticien peuvent choisir de n'évaluer qu'un nombre restreint de catégories d'impacts environnementaux. La norme prône, cependant, l'exhaustivité en ce qui concerne les impacts environnementaux à évaluer au regard des objectifs de l'étude.

Atouts et limites

Une des principales forces de l'ACV est son caractère holistique qui permet d'identifier des transferts de pollution 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.

L'ACV, telle que décrite dans les normes ISO 14040 et 14044, n'évalue que des critères environnementaux. Dans un contexte actuel de développement durable avec une prise de conscience d'une importance égale entre les sphères économique, sociale et environnementale, l'ACV ne permet pas d'évaluer un système selon ces trois dimensions et, par ailleurs, ne s'intéresse qu'aux systèmes en fonctionnement normal en ne considérant donc pas les risques de dysfonctionnement ou d'accidents.

L'EMPREINTE ECOLOGIQUE

L'Empreinte Ecologique, développée dans les années 90, a été longtemps portée et utilisée par l'association World Wildlife Fund, en diffusant tous les ans, un rapport des résultats d'empreinte selon les comptes des différentes nations et permettant ainsi de connaître l'empreinte écologique de différents pays en termes d'utilisation des sols et des ressources biotiques.

Champ et objectifs

L'Empreinte Ecologique a été développée par deux chercheurs canadiens William Rees et Mathis Wackernagel en 1994 [Wernert, 2006]. L'outil permet d'évaluer la pression exercée par l'activité humaine sur l'environnement par une quantification de la surface productive nécessaire à une population pour vivre durablement. Puis en 2003, le Global Footprint Network (GFN) est créé afin de diffuser et améliorer l'utilisation de la méthodologie de l'Empreinte Ecologique dans le cadre des politiques publiques. Il réunit plusieurs centaines de partenaires (individus, villes, nations, entreprises, scientifiques).

Modalités d'application

L'Empreinte Ecologique permet d'évaluer la surface nécessaire à la production des ressources dont les Hommes ont besoin en fonction de leur mode de vie. Ceci couvre la mise en œuvre des infrastructures, la production alimentaire, des biens et services, de l'énergie et l'absorption des déchets, le tout de manière continue, durable et à partir des technologies courantes. Cette intensité d'exploitation par l'Homme de la biocapacité naturelle de son environnement - l'Empreinte - s'exprime en unité de surface : l'« hectare global » Gha – voir ci-après).

Il s'agit de déterminer si les milieux naturels sont capables de répondre durablement aux besoins de la société humaine en fonction de son niveau de consommation et en permettant son développement. Le déficit peut être mesuré en comparant donc la consommation des ressources naturelles renouvelables (l'Empreinte) à la capacité biologiquement productive de la nature (la Biocapacité).

Pour le calcul de l'empreinte écologique d'un système, un inventaire des flux entrants et sortants, matière et énergie doit être réalisé. Il existe deux approches pour réaliser cet inventaire :

- L'approche Compound ou top down (échelle macroscopique) : se base sur des données agrégées nationales et sur un Facteur d'Ajustement ;
- L'approche Component based ou bottom-up (échelle microscopique) : part d'un inventaire spécifique au système étudié.

Une fois ces données d'inventaire recueillies, il faut convertir ces flux en surface de terre bioproductive. Pour cela, ces flux doivent être convertis en surface physique simple de sols productifs en ha/an au moyen d'un Facteur de Conversion surfacique (ha/unité de masse, volume ou énergie). Puis, un ajustement est fait avec le Facteur de Rendement (adimensionnel) et le Facteur d'Equivalence (Gha/ha) pour fournir une surface générique moyenne mondiale [Boutaud et Gondran, 2009]. La méthode de calcul se base, dans un premier temps, sur la différenciation de rendement bioproductif de chaque type de sol (pâturage, forêt, terre arable, espace marin, agglomération urbaine, sol « énergétique » capable d'absorber les émissions de CO₂) en fonction du pays concerné à partir d'un facteur de rendement. Puis pour agréger les surfaces obtenues entre les différents types de sols, un facteur d'équivalence, qui tient compte de la productivité propre à chaque type de sol, permet de passer des surfaces en hectare (ha) au résultat final en hectares globaux (Gha).

L'Empreinte Ecologique agrège différents usages des ressources naturelles renouvelables en un indicateur unique et s'appuie la plupart du temps sur les inventaires fournis par le FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) et le PNUD (Programme des Nations Unies pour le Développement). Pour les contenus en énergie grise, les inventaires peuvent être fournis par l'Analyse du Cycle de Vie.

Atouts et limites

Il s'agit d'un indicateur permettant de mesurer la pression exercée par les Hommes sur l'environnement par une quantification de la surface productive nécessaire à une population pour vivre durablement [Wernert, 2006]. L'Empreinte est essentiellement utilisée pour des objectifs de communication et de sensibilisation du fait de son unité très parlante.

La méthodologie du calcul de l'empreinte ne fait pas encore l'objet d'une formalisation consensuelle sous la forme d'une norme ou de lignes directrices.

Les résultats d'Empreinte Ecologique sont généralement considérés comme statiques reflétant l'état de l'environnement à un instant donné. Le suivi dans le temps de l'Empreinte peut permettre d'évaluer l'évolution des contraintes exercées par l'Homme au regard des politiques environnementales en vigueur.

Par ailleurs, l'Empreinte présente une vision anthropocentrique de l'évaluation environnementale en prenant en compte uniquement l'épuisement des ressources biotiques au regard des besoins humains. L'impact sur les écosystèmes n'est pas évalué mais les facteurs de rendement et d'équivalence sont censés refléter la dégradation de la qualité des écosystèmes.

LE BILAN CARBONE

Le Bilan Carbone, développé par l'Ademe, est sans doute un des outils les plus connus et les plus utilisés en France pour l'évaluation de l'impact environnemental d'un produit ou service en quantifiant les émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) du système étudié.

Champ et Objectifs

Dans un contexte de dépendance énergétique et de prise de conscience de la problématique du réchauffement climatique, l'Ademe a développé un outil de comptabilisation des émissions de GES qui permet d'évaluer l'impact sur le réchauffement climatique d'une activité économique quelconque. Cette méthode est compatible avec la norme ISO 14064, l'initiative GreenHouse Gas (GHG) Protocol et les termes de la Directive « permis » n°2003/87/CE relative à un système d'échanges de quotas de CO₂.

Modalités d'application

Le principe de la méthodologie repose sur l'identification et la quantification des postes émetteurs de GES et le calcul de leur impact sur le réchauffement climatique par l'intermédiaire d'un Facteur d'émission permettant d'exprimer les résultats en kg équivalent CO₂ ou carbone. Trois périmètres d'étude existent allant du plus restreint au plus étendu permettant de prendre en considération les émissions directes et indirectes de l'activité évaluée.

La méthode Bilan Carbone se décline en deux versions : la version « entreprises » avec une dernière version en 2006 et la version « collectivités » avec une dernière version en 2007. Cette dernière version « collectivités » se décompose en deux modules :

- Le module « patrimoine & services » qui évalue les émissions de fonctionnement de la collectivité pour ses propres activités ;
- Le module « territoire » qui évalue les émissions de toutes les activités (industrie, tertiaire, résidentiel, agriculture transport...) prenant part sur le territoire de la collectivité.

Atouts et limites

Cette méthode a bénéficié d'une large utilisation depuis une dizaine d'années permettant de faire croître encore la prise de conscience de la contribution des activités humaines sur l'augmentation de l'effet de serre et d'amorcer une réflexion sur les actions pour limiter les émissions de GES. Son succès est, en partie, dû à la mise à disposition de bases de données et d'outils de calcul simplifiés permettant une utilisation de cette méthode par des « non-experts », ces derniers devant suivre néanmoins une formation sur l'outil pour en normaliser l'usage et sécuriser les résultats. Afin de tirer de vrais bénéfices d'un Bilan Carbone, il faut également des compétences d'expert, très large, qui vont des politiques énergétiques en passant par les transports ou l'urbanisme. Un des atouts du Bilan Carbone est sûrement son côté comptable en termes d'émissions de CO₂ qui le positionne comme un outil de reporting pour la fiscalité carbone pour le Citepa par exemple.

L'existence de trois périmètres d'études autorise l'utilisateur à se placer dans une réflexion Cycle de Vie permettant une vue globale des émissions directes et indirectes dont l'activité évaluée est responsable.

Cet outil est, cependant, monocritère : il permet uniquement, d'évaluer un seul impact sur l'environnement, le réchauffement climatique. L'évaluation de ce critère et la prise de mesures de prévention pour le limiter sont, certes, une des priorités de politiques environnementales nationales et internationales, mais, une prise de décision se basant uniquement sur ce critère peut avoir des biais notamment la non prise en compte de transferts de pollution sur d'autres types d'impacts environnementaux tels que, entre autres, l'épuisement des ressources, la toxicité ou l'acidification.

1.3 Quelques éléments de synthèse de l'inventaire

Afin de répondre aux questions posées dans le cadre du projet PRODDEVAL, la première étape a été de réaliser un inventaire pour recenser les couples outil d'évaluation/situation d'usage.

Cet inventaire a consisté à prendre contact avec les collectivités ayant mis en œuvre une évaluation environnementale dans un processus de décision. Pour ce faire, notre demande a été relayée dans différents réseaux (directions régionales de l'Ademe, Idéal, Association des ingénieurs territoriaux de France,...), ce qui a permis aux collectivités et acteurs intéressés de se manifester. 40 cas d'évaluations environnementales au total ont été répertoriés ; dans certains cas, des entretiens téléphoniques ont pu être réalisés. Ces évaluations ont été menées entre 1999 et aujourd'hui. En termes de type de situations et d'outils employés, une partie importante des cas (12 cas) concerne des évaluations menées dans le cadre d'un PEDMA, en général suivant le guide ADEME et parfois (3 cas) employant des outils ACV ou proche de l'ACV. Des outils type ACV ou analyse multicritère ont été utilisés aussi dans le cadre de quelques projets

d'installations de traitement. Quelques autres situations d'usage ont été identifiées telles que le souhait d'un état des lieux, d'une étude d'optimisation, de faisabilité ou de planification stratégique. Dans treize de ces cas, il a été constaté que l'évaluation environnementale a eu une certaine influence sur la décision, face à cinq cas où l'évaluation environnementale n'a pas joué dans la décision.

2. Premiers retours sur la mise en œuvre

Ce bilan d'étape est abordé ici sous trois angles différents : celui du choix de l'outil d'évaluation, qui renvoie à la question de l'arbitrage entre exhaustivité (analyse multicritère) et efficacité (coût et possibilité de mise en œuvre) ; celui de la qualité de réalisation, abordée ici à travers le processus de gestion des incertitudes et la problématique de l'adaptation d'outils génériques aux enjeux spécifiques de la gestion des déchets ; celui enfin de l'appropriation par les décideurs et les parties prenantes et des effets sur la décision.

2.1. L'évaluation environnementale entre exhaustivité et efficacité

Réaliser une évaluation environnementale avec l'un des trois outils présentés requiert des moyens importants : en temps et/ou en moyens humains pour le recueil des données ; économiques pour l'acquisition de bases de données et de logiciels [Ollivier-Dehaye, 2008]. Par ailleurs, ces méthodologies sont génériques et nécessitent parfois quelques adaptations et simplifications pour une évaluation plus pertinente et adaptée à l'objet étudié. Dans le cas de l'évaluation de systèmes de gestion des déchets, il est nécessaire et recommandé d'apporter des adaptations voire des simplifications aux méthodologies d'évaluation environnementale afin de diminuer l'ampleur des moyens mis en œuvre selon les objectifs de l'étude, le niveau de décision concerné et la complexité des systèmes étudiés.

Néanmoins, parfois certaines adaptations et simplifications entrent en conflit avec la définition méthodologique des outils.

Tout d'abord, un nombre variable de catégories d'impact évaluées est observé, ce nombre est plutôt réduit avec une tendance vers des analyses monocritères. Face à ce nombre réduit de critères environnementaux évalués, l'objectif de l'évaluation pourtant affiché comme une évaluation « environnementale », peut laisser sous-entendre une évaluation « globale » des impacts du projet sur l'environnement, même si l'évaluation ne porte que sur l'augmentation de l'effet de serre. Ainsi, l'évaluation environnementale se réduit à l'évaluation d'un ou d'un nombre faible d'impacts environnementaux laissant de côté beaucoup d'autres. Certains décideurs font directement le choix de l'outil monocritère ou quasi monocritère (Bilan Carbone ou Empreinte Ecologique), dans d'autres cas l'outil multicritère ACV est employé d'une façon telle qu'il devient monocritère.

Au regard strictement de la méthodologie, il est possible de se poser la question du nombre à partir duquel une étude peut être considérée comme multicritère et celle des modalités de choix de ces critères, l'évaluation devant apporter des réponses à des enjeux environnementaux identifiés par les acteurs comme pertinents pour la gestion des déchets au niveau de décision concerné. Il apparaît important de distinguer le problème de la complétude des outils (certains outils multicritère notamment l'Empreinte Ecologique pouvant certainement progresser sur ce point) qui est plutôt du ressort des sciences de l'environnement, du problème du choix entre évaluation monocritère et multicritère qui est plutôt du ressort des sciences sociales (psycho-sociologie et de communication du risque) en termes de possibilité et pertinence de mise en commensurabilité et d'agrégation. Il s'agit donc de la question du processus de concertation autour des objectifs de l'étude et de la modalité de sélection des critères à évaluer au regard des objectifs identifiés.

Par ailleurs, le recours à une analyse monocritère, quand une évaluation environnementale est envisagée, peut être dû à un manque de prise de conscience de la limite d'une telle évaluation en tant qu'analyse « environnementale » mais aussi parfois à une réflexion insuffisante autour de l'adéquation des possibilités et de la pertinence de l'évaluation offerte par chacun des outils face aux besoins. La complexité du déploiement et de compréhension des résultats d'une analyse multicritère peut également expliquer ce choix du monocritère par le décideur. Mais les décideurs semblent faire ce choix également pour des raisons telles que le manque de capacité de quantification de certains impacts (qu'ils préfèrent donc exclure de l'analyse) ou le besoin de limiter l'analyse à certains enjeux territoriaux déterminés préalablement. Finalement, au vu de retours plus informels, il semble que la « renommée » de l'outil et le contenu des réponses à l'appel d'offre vont souvent apparaître comme les critères de choix de l'outil.

2.2. La qualité de l'évaluation – La question des incertitudes dans un processus de décision

Les résultats d'une évaluation environnementale (quelle que soit la méthodologie utilisée) sont très fortement soumis aux hypothèses posées, à la qualité des données et aux méthodes de calculs utilisées par le praticien. Il faut alors veiller à la reproductibilité et à l'objectivité des méthodes employées. Les hypothèses et méthodes de calculs utilisées peuvent orienter plus ou moins sciemment les résultats de l'évaluation et/ou être sources d'importantes incertitudes sur les résultats.

Les incertitudes sont un problème récurrent à toute modélisation d'autant plus lorsqu'il s'agit de modéliser des impacts environnementaux potentiels. La rigueur de toute modélisation est de présenter les résultats en spécifiant la marge d'erreur associée. Or, lors de la réalisation d'évaluation environnementale, il est très difficile d'estimer cette marge d'erreur du fait de la qualité hétérogène des données utilisées (qualité peu connue le plus souvent), du nombre d'hypothèses posées et de la non-évaluation de leur cohérence, de l'agrégation spatiale et temporelle des émissions à travers l'ensemble du cycle de vie et du caractère potentiel des impacts. La pratique montre les difficultés à répondre à l'exigence de transparence conformément à la norme.

La gestion des incertitudes lors de la réalisation d'une évaluation environnementale au sein d'un processus de décision est une question primordiale du fait de l'importance de la significativité et de la fiabilité des résultats sur laquelle peut être basée une décision. La gestion des incertitudes est une problématique inhérente à tous processus de recueil de données et de modélisation de phénomènes bio-physico-chimiques, donc à l'évaluation environnementale. Cette problématique est à résoudre au cas par cas, pour chaque évaluation, avec au-moins une évaluation qualitative des incertitudes et de leur impact sur les résultats. Dans la pratique, lorsque le degré d'incertitude est indiqué en tant que pourcentage accompagnant les résultats, l'institutionnalisation de cette mention est loin de garantir une transparence sur les possibilités de tirer de conclusions fiables de l'analyse. Lors du suivi de certaines réunions de restitution des résultats, nous avons observé que son explicitation ne soulève guère d'interrogations au sein des acteurs confrontés à l'analyse. Le chiffre ne devient lisible qu'avec l'interprétation de l'expert, de sorte que sa contribution ou non à la transparence du processus décisionnel est fortement dépendante du degré et de la qualité de l'exploitation des résultats.

Les problèmes de qualité de l'évaluation sont parfois également liés à des problématiques méthodologiques pas encore résolues et donc difficiles à appréhender. L'évaluation environnementale de systèmes de gestion de déchets présente des particularités méthodologiques liées à la complexité de l'objet étudié. Il existe des questions méthodologiques non résolues pouvant notamment présenter des conséquences non négligeables sur la qualité des résultats.

Ceci est notamment le cas de la question de la prise en compte de l'émission ou de la séquestration du carbone biogénique (carbone issu de la biomasse, au contraire du carbone fossile provenant des ressources fossiles) à moyen et long terme. Le positionnement du praticien de l'évaluation au regard de cette problématique peut avoir des conséquences importantes sur les résultats et inverser des tendances. Ceci produit parfois des biais particulièrement saillants dans l'analyse et ce notamment pour l'évaluation des impacts de la gestion des déchets organiques (Fraction Fermentescibles des Ordures Ménagères, déchets verts, boues de STEP, déchets agricoles) [Eleazer et al., 1997].

Une autre difficulté méthodologique apparaît à travers la problématique de mise en perspective des différentes échelles spatiales des impacts environnementaux évalués. La réflexion autour des systèmes de gestion des déchets fait émerger un certain nombre d'enjeux environnementaux parmi lesquels certains sont planétaires (tels que le réchauffement climatique) et d'autres locaux (tels que l'atteinte à la santé humaine, l'écotoxicité et l'occupation des sols), ces derniers pouvant représenter un poids non négligeable dans le déroulement du processus de décision et la décision elle-même. Pour ces enjeux locaux, il est important, pour mieux les appréhender, de différencier spatialement les émissions selon les recommandations issues de la communauté scientifique notamment en ACV [Potting et Hauschild, 2006]. L'intérêt de cette spatialisation et temporalisation des émissions et des impacts locaux engendrés peut émerger de l'importance spécifique accordée aux enjeux locaux tels que l'atteinte à la santé humaine et les nuisances dans les processus de décision en matière de gestion des déchets.

Il s'agit de problématiques méthodologiques qui sont au cœur de la recherche et du développement des outils actuellement. Les cas de réalisation d'évaluation environnementale répertoriés dans l'inventaire ne font pas ou peu état de la connaissance et/ou de la prise en compte de ces deux particularités méthodologiques encore en cours de réflexion et de leurs potentiels impacts sur les résultats et la décision. Cette non prise en compte ou mention peut s'expliquer par le fait qu'il s'agit de questions méthodologiques en réflexion et pas encore entièrement résolues pour lesquelles le transfert vers les praticiens n'a pas ou peu été effectué. Il apparaît donc peu surprenant que ces questions ne soient pas mises en lumière par

l'inventaire alors qu'elles agitent le monde de la recherche et les communautés scientifiques du développement des outils d'évaluation.

2.3. Appropriation par les décideurs et les parties prenantes et effets sur la décision

L'appropriation de l'outil d'évaluation et des résultats par les différents acteurs du processus de décision est au cœur des questionnements du projet PRODDEVAL. Face à la complexité croissante des décisions, ces outils autorisent-ils une prise en compte pertinente des éléments environnementaux pour améliorer et démocratiser le processus de décision ?

INTERNALISER OU EXTERNALISER L'EVALUATION ?

On peut constater trois modalités dans la conduite de l'évaluation qui se situent entre une politique d'achat de compétences jusqu'à une politique de transfert de compétences. Dans la plupart des cas, les structures optent pour une délégation totale à un prestataire externe. Alternativement, d'autres ont cherché une délégation totale avec, quand même, le souci d'internaliser la compétence dans la structure, notamment par l'intermédiaire d'un cahier de charges qui précise la fourniture d'un tableur d'indicateurs pour le suivi et l'actualisation de l'évaluation en interne. Une dernière solution adoptée consiste dans le partage de la conduite voire la réalisation totale de l'évaluation au sein de la collectivité.

Dans ces cas, les résultats obtenus par l'intermédiaire d'un des outils d'évaluation environnementale deviennent des éléments à vérifier (quand cela donne « des choses bizarres »), à compléter et à adapter au regard des connaissances et éléments de décision disponibles au sein de la structure et dans les mains des responsables de l'évaluation environnementale. Une appropriation de ce type se trouve appuyée par des compétences et connaissances de la part de ces responsables dans les domaines de la modélisation et de l'environnement, ainsi que par leur connaissance du terrain.

INTEGRATION DANS LA DECISION DU COTE DES DECIDEURS

En termes d'impacts sur la décision, il apparaît que les outils ont souvent des difficultés à avoir un rôle significatif. Du côté des décideurs, dans une partie des cas où l'évaluation a été déléguée à un prestataire externe, le manque de transparence sur les résultats et de traçabilité sur la façon dont l'évaluation a été menée fait que, aux dires de l'un d'entre eux, on « ne comprend pas » les résultats et qu'on « a du mal à se les approprier ». D'autres encore montrent un scepticisme face à l'intérêt des outils, « on en n'attend pas grand chose ». Par contre, dans d'autres cas, l'évaluation environnementale devient un élément pour conforter et justifier des choix déjà pris, face aux parties prenantes – ce qui n'est pas forcément en cohérence avec l'objectif principal d'une évaluation environnementale. La quantification de certains impacts constitue également une aide pour lutter contre des *a priori*, pour convaincre de la pertinence d'un projet ou pour « faire de la pédagogie ». L'évaluation peut participer à la décision « comme un élément parmi d'autres », à côté du critère économique ou, dans le cas de l'évaluation et de la comparaison de technologies alternatives, à côté des impressions retenues lors de visites d'installations comparables. Dans certains cas, l'évaluation peut aussi produire une certaine « repolitisation » de la décision : ainsi, lorsque l'évaluation « a montré que chaque technologie a des avantages et des inconvénients », du fait de l'absence d'un résultat clair pour ou contre les différentes options, « chacun a pris des résultats de l'ACV un peu ce qu'il voulait » et l'arbitrage a dû se jouer sur d'autres bases que les profils de performance environnementale.

Une décision est par principe multidimensionnelle et elle résulte d'un compromis des différentes parties prenantes entre ces dimensions. Afin de faciliter la compréhension de l'impact de chaque dimension sur les options soumises aux choix, les décideurs ont recours à des outils souvent différents pour les évaluer. Afin d'éviter d'alourdir trop fortement les processus de décision avec la juxtaposition d'outils d'évaluation différents pour les critères environnementaux, sociaux et économiques, certains acteurs sont demandeurs d'outils intégrés permettant d'évaluer des dimensions différentes dans un même outil : évaluation des performances environnementales, économiques et sociales grâce à un seul outil. L'évaluation environnementale est donc intégrée dans une démarche d'analyse multicritère.

Il est possible d'observer cette même tendance à l'agrégation au sein de l'évaluation des impacts environnementaux pour lesquels les décideurs souhaitent parfois une hiérarchisation de scénarii (grâce à la mise en place de procédures mathématiques plus ou moins sophistiquées : pondération linéaire, relations de sur-classement...) leur facilitant la prise de décision au regard du « score » environnemental de chaque option.

RECEPTION DES PARTIES INTERESSEES

Du côté des parties prenantes, pour ce que nous avons pu en voir à ce stade de notre enquête, la réception de l'évaluation environnementale est souvent caractérisée par une réactivité plutôt faible. Parfois, les parties prenantes ne s'y intéressent simplement pas, de sorte qu'une présentation de résultats peut se terminer sans que « personne n'ait rien dit ». Pour certains représentants d'associations, l'évaluation environnementale « n'est pas la priorité », car sa compréhension requiert beaucoup d'efforts et de ressources qui sont préférentiellement investis sur d'autres questions plus cernables. Il n'est donc pas surprenant que le seul cas d'une utilisation d'un des outils traité ici en tant que moyen pour produire une contre-expertise relève d'une partie prenante du secteur privé ; en l'occurrence, il s'agissait pour cet opérateur de montrer au moyen d'une évaluation environnementale les meilleures performances de la solution de traitement que cet opérateur proposait, le résultat de l'évaluation ayant apparemment été assez significatif et légitime pour emporter la décision. Au niveau de processus locaux, les acteurs du monde associatif critiquent plutôt des aspects qui sont appréhendables sans une appropriation importante des aspects techniques. Ces critiques mettent surtout en question le cadrage même de l'analyse environnementale : l'évaluation est jugée comme passant à côté de « l'essentiel », les enjeux de santé ou les grandes orientations vers la prévention par exemple. Cette notion de « l'essentiel » peut avoir des définitions différentes selon les acteurs : aspects procéduraux de la démarche ou aspects substantifs liés au projet tels que les critères environnementaux ou la définition des systèmes. Ce cadrage est souvent controversé par rapport au gisement sur lequel l'analyse est basée, ainsi que par rapport aux scénarios analysés, peu ambitieux aux yeux des associations au regard de potentielles politiques sérieuses de prévention. Au niveau national, la critique associative porte sur l'opportunité d'appliquer les outils face à leur état de développement méthodologique encore jeune et peu mature pour la gestion des déchets avec l'argument de la possible production de biais méthodologiques non négligeables.

Conclusions et suite de l'étude : modalités de déploiement de l'outil dans le processus de décision – Etudes de cas

Les éléments obtenus à travers cet inventaire mettent en avant la complexité d'une « bonne » appropriation des outils par les différents acteurs. Un des éléments de l'appropriation est la présence d'une concertation autour des objectifs de l'étude et des enjeux à prendre en compte pour l'évaluation environnementale. Elle représente sans doute le premier pas vers une compréhension commune des objectifs et des résultats attendus de l'évaluation et permet de mettre en exergue l'adéquation ou l'inadéquation entre les attentes des différents acteurs et les résultats fournis par l'évaluation. Les efforts de communication et d'explicitation de la méthodologie employée sont le plus souvent des corollaires à la mise en place de méthodes de concertation autour des enjeux. Ces efforts sont à double tranchant car ils apportent des éléments de compréhension qui peuvent permettre l'adhésion des acteurs ou au contraire entraîner de levées d'opposition pouvant conduire à la réalisation de contre-expertises.

Après ce panorama global d'utilisation des outils d'évaluation environnementale, leur mise en œuvre sera étudiée d'une façon plus détaillée. On va suivre, pour certaines collectivités, pas à pas, la genèse d'une évaluation environnementale, son déploiement à travers un ou plusieurs des outils d'évaluation et l'utilisation des résultats. Ce suivi doit permettre de rendre compte plus finement des difficultés rencontrées, des modalités adoptées pour les affronter, et des effets directs et indirects. Cette étude servira de base pour des propositions de pistes d'amélioration voire des recommandations pour la mise en œuvre des outils d'évaluation environnementale afin d'augmenter leur capacité à introduire l'aspect environnemental dans la prise de décision et leur robustesse dans le processus démocratique.

Ce second niveau d'analyse sera réalisé pour des cas français et des cas étrangers afin de mettre potentiellement en évidence l'importance et la contribution du contexte au regard des modalités de réalisation de l'évaluation et des modalités d'intégration au processus de décision.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Ademe. Evaluation environnementale Des plans d'élimination des déchets. Connaître pour agir – Guides et cahiers techniques. 2006, 74 p.

André P. et al. L'évaluation des impacts sur l'environnement – Processus, acteurs et pratique. Presses Internationales Polytechnique. 2003, 520 p.

Boutaud A. et Gondran N. L'empreinte écologique. Collection Repères n°527. 2009, 128 p.

Eleazer W-E. et al.. Biodegradability of Municipal Solid Waste Components in Laboratory-Scale Landfills. Environmental, Science and Technology. Vol. 31, 1997, p. 911-917.

ISO. Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre. ISO 14040. 2006, 33 p.

ISO. Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exigences et lignes directrices. ISO 14044. 2006, 59 p.

Labouze E., et al... Application de la méthode « bilan carbone[®] » aux activités de gestion des déchets. Etude RECORD n°07-1017/1A. 2008, 134 p.

Ollivier-Dehaye C. Analyse du Cycle de vie –Comment choisir un logiciel. Techniques de l'Ingénieur, Traité Environnement. 2008, G6350, 16 p.

Potting J. et Hauschild M.Z. Spatial differentiation in life cycle impact assessment – A decade of method development to increase the environment realism of LCIA. International Journal of Life Cycle Assessment. Vol. 11, 2006, p. 11-13

Wernet F. Le concept d'empreinte écologique. In : Jollia-Ferrier L., Villy T. L'empreinte écologique. SAP. Lyon : 2006, p. 11-24