



**HAL**  
open science

## La régulation de la mise en décharge de déchets ; fondements et instruments

Gérard Bertolini

► **To cite this version:**

Gérard Bertolini. La régulation de la mise en décharge de déchets; fondements et instruments. Environnement, Ingénierie & Développement, 2007, N°46 - Avril-Mai-Juin 2007, pp.30-35. 10.4267/dechets-sciences-techniques.1620 . hal-03175098

**HAL Id: hal-03175098**

**<https://hal.science/hal-03175098>**

Submitted on 19 Mar 2021

**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.



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License

# La régulation de la mise en décharge de déchets ; fondements et instruments

Gérard BERTOLINI, économiste, directeur de recherche au CNRS

Pour toute correspondance : [berto@univ-lyon1.fr](mailto:berto@univ-lyon1.fr)

## Résumé

Réguler la mise en décharge : pourquoi ? comment ?

Une évaluation environnementale des modes de gestion des déchets est nécessaire pour justifier leur hiérarchisation, et en particulier la place à accorder à la mise en décharge. Cependant, des incertitudes scientifiques, et dès lors des controverses, demeurent.

Au-delà d'un repérage et d'une quantification des impacts environnementaux en termes physiques, le passage à une évaluation monétaire comporte des difficultés supplémentaires ; à ce sujet, un aperçu de l'état de l'art est fourni.

Des enjeux importants s'attachent à une évaluation monétaire : elle permet (ou permettrait) une agrégation des divers impacts et ouvre la voie (selon le langage des économistes) à une « internalisation de ces externalités », en utilisant non seulement des instruments réglementaires mais surtout des instruments économiques, notamment la taxation.

Des interrogations demeurent sur la taxation « optimale ». En pratique, divers pays (dont la France) ont recours à cet instrument, avec des niveaux de taxation très variables.

De plus, suite à la directive européenne sur la mise en décharge, le Royaume-Uni expérimente un système d'échange de droits relatifs aux déchets biodégradables, pour s'efforcer de conjuguer efficacité et efficacité économique (c'est-à-dire atteindre les objectifs fixés au moindre coût).

### Mots-clés :

déchet, décharge, environnement, externalités, réglementation, taxation.

## Evaluation monétaire des externalités environnementales générées par la mise en décharge et par des modes alternatifs de gestion des déchets

### Méthodes, limites et incertitudes

Au-delà d'un repérage et d'une quantification en termes physiques, l'enjeu consiste à évaluer les impacts en termes monétaires. Alors que, à défaut d'une capacité d'agrégation des impacts, les ACV ne sont que rarement conclusives, notamment lorsqu'il s'agit de comparer des modes de traitement, une évaluation en termes monétaires le permet (du moins sur le principe) ; elle permettra de plus de rapprocher les valeurs obtenues d'autres valeurs monétaires.

Cependant, quel coût attribuer par exemple à la perte d'une vie humaine, ou plutôt à des années d'espérance de vie perdues, à la maladie, au prix de la douleur, pour la victime et pour ses proches ? Ces questions ont déjà été posées d'assez longue date, dans d'autres contextes. Des réponses sont toutefois susceptibles d'être apportées (par exemple en considérant les indemnités versées), même si elles restent très imparfaites. Il en est de même pour le choix d'un taux d'actualisation des coûts et des avantages.

D'autres méthodes visent à saisir plus directement en termes monétaires certains impacts : tel est le cas de la méthode des prix *hédoniques* (ou *hédonistes*), qui met notamment en évidence des baisses de valeur des propriétés de riverains en raison de nuisances, pertes d'aménités ou autres préjudices locaux [1]. Leur repérage et leur chiffrage nécessitent toutefois un marché foncier et immobilier actif, et les impacts plus diffus (comme la pollution atmosphérique liée à l'incinération) sont plus difficiles à cerner.

Une autre méthode, encore plus directe, réside dans l'évaluation contingente ; elle s'appuie sur des enquêtes qui visent à révéler un consentement à recevoir, pour qu'une implantation soit maintenue ou créée sur place, ou à payer, pour qu'elle soit déplacée, réalisée ailleurs, ou qu'une autre solution soit mise en œuvre. Cependant, les enquêtes en question comportent de nombreux biais et leur usage est davantage en harmonie avec la culture nord-américaine qu'avec la culture européenne. Vis-à-vis de la démarche précédente, à base analytique, ces méthodes plus directes d'évaluation monétaire présentent un caractère complémentaire, dans la mesure où elles permettent surtout de saisir des nuisances ou pertes d'aménités, plutôt que des impacts sur l'environnement naturel à une échelle plus large, ce qui conduira à effectuer des additions. Toutefois, des risques de double-compte apparaissent. Surtout, l'évaluation contingente, lorsqu'elle est appliquée à des implantations nouvelles, reflète principalement la force du Nimby, suivant un refus qui mêle l'hypothétique, la réalité, l'image, l'idéologique, le stratégique, etc.

D'autres méthodes encore sont utilisées pour une évaluation monétaire, comme les coûts de prévention ou de réparation des dommages, mais elles renvoient davantage à des analyses coût/bénéfice de décisions susceptibles d'être prises. Les impacts seront en fait très différents suivant qu'il s'agit d'installations anciennes ou modernes, rustiques ou récentes, avec ou sans récupération d'énergie, etc., et suivant les contextes sociogéographiques.

## Bibliographie et résultats

Parmi les travaux de synthèse aboutissant à une monétarisation d'impacts environnementaux, on peut citer :

- Eshet et autres auteurs de l'université de Haïfa [2], qui passent en revue les résultats d'une douzaine d'études menées dans le monde depuis 1990 ;
- pour la Commission européenne (DG Environnement), les rapports ExternE [3], ETSU [4], Coopers-Lybrand, CSERGE et EFTEC [5], ERM [6], COWI [7] et Eunomia [8] ;
- pour le ministère britannique de l'Environnement (DoE, DEFRA), d'autres rapports de CSERGE, EFTEC et Warren Spring Laboratory [9] et de Coopers-Lybrand [10], ainsi que la synthèse de Davies et Doble [11], qui travaillent dans ce ministère ;
- en France, l'étude du CEMAGREF pour l'ADEME [12] et la synthèse de Arnold et Chèze [13], du MEDD (D4E).

Un tour d'horizon plus détaillé, suivant les types de pollutions et nuisances, peut être fourni :

— *Emissions de gaz à effet de serre (effets globaux, changement climatique)*

Parmi les premiers travaux majeurs d'évaluation monétaire à ce sujet figurent ceux de Frankhauser [14]. Une attention croissante leur a ensuite été portée, mais les valeurs monétaires

attribuées sont très variables suivant les auteurs : dans la douzaine d'études analysées par Eshet, Ayalon et Shechter [2], elles varient d'un facteur 20 pour la tonne de CO<sub>2</sub> et 50 pour la tonne de CH<sub>4</sub>. Les prix constatés d'échanges de quotas d'émissions sont susceptibles de fournir une indication. Cependant, ils résultent du jeu de l'offre et de la demande et ils sont susceptibles de varier fortement dans le temps. La mise en décharge s'accompagne surtout d'émissions de CH<sub>4</sub>, dans des proportions variables suivant la composition des déchets admis (ces émissions provenant des déchets biodégradables), ainsi que le taux de captage et le devenir du biogaz produit ; sa combustion entraîne à son tour des émissions de CO<sub>2</sub>.

COWI [7], sur la base de diverses études, affiche une fourchette large, allant de 1 à 23 € par tonne de déchets municipaux mis en décharge. Arnold et Chèze retiennent 4 à 9 € par tonne, pour des décharges avec captage et valorisation du biogaz. Ces chiffres s'entendent hors effet de substitution vis-à-vis d'autres modes de production d'énergie.

En comparaison, l'incinération est source d'émissions de CO<sub>2</sub> dont le coût associé est moindre. Sur la base de quelques cas d'usines modernes, COWI fait état d'une fourchette de 0,5 à 1 € par tonne de déchets, et d'une moyenne de 0,8 €.

— *Autres pollutions de l'air*

Les pollutions de l'air résultant de mises en décharge n'ont fait l'objet que d'un nombre limité d'études. Arnold et Chèze avancent à ce sujet un coût d'environ 1 € par tonne de déchets. Le cas de l'incinération a par contre fait l'objet de davantage de travaux. L'estimation COWI est un coût de l'ordre de 50 € (en fait, fourchette allant de 5 à 108 €) par tonne de déchets incinérés. Celle de Arnold et Chèze est sensiblement inférieure, au moins d'un facteur 2.

Pour le compostage, Arnold et Chèze avancent le chiffre de 3 € par tonne, en soulignant toutefois la rareté des études à ce sujet.

— *Effets de substitution de la récupération d'énergie vis-à-vis de la production d'énergie par d'autres voies*

Les résultats sont très différents suivant les modes de production d'énergie auxquels la récupération (éventuelle) d'énergie se substitue.

Pour la mise en décharge, COWI fait état d'un gain correspondant allant de 0 (cas d'une mise en décharge sans récupération d'énergie) à 10 € par tonne. Arnold et Chèze, dans le cas de mises en décharge avec récupération d'énergie, de 2 à 5 € par tonne, en excluant le cas d'une substitution à l'énergie nucléaire.

Pour l'incinération, les estimations de COWI vont de 0 (sans récupération d'énergie) à un gain de 71 €, voire 115 € par tonne. L'estimation de Arnold et Chèze (avec récupération d'énergie et hors nucléaire) est de 10 à 25 € la tonne.

— *Pollutions de l'eau et du sol*

Les coûts associés varient, suivant les auteurs (qui ne considèrent toutefois pas le cas de décharges brutes sur sites défavorables), de 0 à 2 € par tonne de déchets enfouis. Cette question a en outre fait l'objet d'une thèse récente de J. Méry au CEMAGREF [15].

— *Consommation d'espace*

La mise en décharge est forte consommatrice d'espace, contrairement à l'incinération. Tandis que Dijkgraaf et Vollebergh [16], en 1997, évaluent ce coût, aux Pays-Bas, à 17 € la tonne, Arnold et Chèze avancent pour la France, en 2000, un coût de l'ordre de 0,01 € à la tonne, donc plus de 1 000 fois plus faible. En fait, la valeur à prendre en considération renvoie à une analyse complexe. Bertolini [17] aboutit, pour la France, à une estimation de 0,45 € la tonne mise en décharge, et à un coût trois fois plus faible pour l'incinération.

**Consolidation des résultats, hors nuisances diverses**

COWI fournit des fourchettes de 1 à 10 € la tonne pour la mise en décharge, et allant d'un gain de 35 € à un coût de 69 € pour l'incinération. Pour le Royaume-Uni, Davies et Doble aboutissent à un coût externe de mise en décharge de 1 à 9 £ la tonne (et 3 £ en moyenne pondérée pour 1993) et, pour l'incinération, à une fourchette allant d'un gain de 6 £ à un coût de 12 £ la tonne, pour retenir au final un gain de 3 £ la tonne pour un incinérateur moderne.

— *Coût des nuisances et autres pertes d'aménités pour les riverains*

Il s'agit des riverains d'installations de traitement de déchets ; s'y ajoutent des nuisances liées aux transports. Les nuisances en question sont notamment les odeurs, les envols intempestifs, le bruit, les fumées et poussières, et les atteintes au paysage. La méthode privilégiée pour les évaluer est celle des prix hédoniques.

Pour la mise en décharge, Eshet, Ayalon et Shechter font état de coûts allant de 2,4 \$ à 37 \$ la tonne. COWI retient 10 € (en fait, 6 à 19) la tonne mise en décharge et 8 € (4 à 14) la tonne incinérée.

Davies et Doble, sur la base d'études du CSERGE par la méthode des prix hédoniques et d'évaluations contingentes menées aux Etats-Unis, font état d'un coût de 160 £ par an et par ménage, pour les ménages vivant dans un rayon de 4 miles d'une décharge, soit 2 £ rapporté à la tonne de déchets.

En ajoutant les impacts précédents, ils aboutissent à un coût moyen d'externalités de 5 £ la tonne mise en décharge (en fait de 7 £ la tonne pour les déchets « actifs » et 2 £ pour les déchets inertes [gravats, etc.]).

La méthode de l'évaluation contingente est également utilisée

pour estimer les nuisances et pertes d'aménités. Mais elle comporte de nombreux risques de biais et, notamment pour les installations nouvelles, les résultats reflètent surtout la force du phénomène Nimby. En France, les évaluations contingentes réalisées par MV2 Conseil pour le MEDD [18 et 19] aboutissent à un coût de 0,3 à 1,5 € la tonne mise en décharge de classe 2 (donc sensiblement inférieur au coût de 2 £ mis en évidence au Royaume-Uni), et de 3,7 à 4,9 € la tonne incinérée. Pour une évaluation globale, il convient d'y ajouter les autres coûts externes plus globaux précédemment analysés.

**Alternative que constitue le recyclage**

Vis-à-vis de la mise en décharge ou de l'incinération, il en résulte des pollutions évitées, ainsi que des économies d'énergie et de matières premières (effet de substitution). Les bénéfices externes sont élevés, mais très variables suivant les matériaux. En outre, les coûts directs sont croissants lorsqu'on vise une mobilisation plus poussée d'un gisement, ce qui pose la question d'un niveau optimal de recyclage, suivant une analyse coût-bénéfice.

A l'issue de ce tour d'horizon, il apparaît difficile d'avancer des valeurs synthétiques fiables, ayant une réelle signification à portée générale. Les études de base sont partielles, contingentes aux cas retenus (installations anciennes ou modernes, etc.) et aux pays concernés. Les résultats sont généralement fournis sous forme de « fourchettes » larges, et les synthèses ou états de l'art font apparaître des fourchettes encore plus larges, à partir desquelles il serait très hasardeux de calculer une moyenne. Cependant, les arguments en faveur d'une monétarisation sont, outre l'agrégation qu'elle permet, d'une part qu'une valeur imparfaite est préférable à une absence de valeur attribuée, d'autre part que l'absence de valeur attribuée explicitement masque une valeur implicitement attribuée à travers les décisions prises (y compris l'absence de décision formelle).

Il convient d'ajouter que les considérations environnementales ne constituent que l'un des facteurs de choix politiques ; dans une large mesure, elles vont à l'encontre du souci de minimiser — pour le moins de ne pas trop alourdir — les coûts.

## **Rendre la décharge difficile ou plus coûteuse**

### **L'utilisation d'instruments réglementaires**

La réglementation se traduit notamment par des interdictions de mise en décharge de certaines catégories de déchets, variables suivant les pays et unifiées (mais que les Etats peuvent rendre plus sévères) dans le cadre de l'Union européenne. La directive européenne du 26 avril 1999 (JOCE du 16 juillet 1999), marquée par le souci de lutter contre l'effet de serre, stipule (article 5) que les quantités de déchets municipaux

biodégradables mises en décharges doivent être réduites, par rapport au tonnage total de déchets municipaux biodégradables produits en 1995, à 75 % en poids d'ici juillet 2006, 50 % d'ici juillet 2011 et 35 % d'ici juillet 2016. Un report des échéances de quatre ans maximum est toutefois possible pour les États ayant mis en décharge plus de 80 % de leurs déchets municipaux en 1995. Cette conception européenne, relative aux déchets fermentescibles et allant dans le sens d'une décharge « sèche », n'est cependant pas partagée par le reste du monde, en particulier les États-Unis, où la décharge conçue comme « bioréacteur » (avec valorisation du biogaz) reste d'actualité.

## L'utilisation d'instruments économiques

### *Entretenir la rareté ?*

Les tarifs de mise en décharge résultent, au moins en partie, du jeu de l'offre et de la demande. Dans la plupart des pays, on a assisté à une diminution du nombre de sites, y compris en raison du phénomène *Nimby*.

Pour dissuader la mise en décharge, la voie consistant à entretenir voire accroître la rareté, donc les tarifs, comporte toutefois des limites, risques ou inconvénients : coûts (y compris environnementaux) de transport élevés, risques de dépôts sauvages et rentes de situation. La taxation, plutôt que l'entretien de la rareté, permet de réduire ces risques d'effets pervers.

### *La taxation*

On soulignera en premier lieu que les tarifs « de base » de mise en décharge sont très variables suivant les pays : en Europe, ils sont beaucoup plus élevés que la moyenne au Luxembourg, en Autriche, aux Pays-Bas et en Allemagne, et beaucoup plus faibles en Finlande, en Grèce, au Portugal et au Royaume-Uni. A d'éventuelles taxes spécifiques peuvent aussi s'ajouter d'autres taxes, comme la TVA, la taxe professionnelle, etc.

Des taxes spécifiques sur la mise en décharge sont appliquées dans divers pays européens. Pour les déchets municipaux, la situation était à peu près la suivante en 2002 [20] :

- aux Pays-Bas, 78,81 € la tonne ;
- en Autriche, 43,6 € la tonne pour les décharges de haute qualité environnementale, et 101,6 € pour les décharges non conformes ; 5,8 à 9,3 € pour les déchets de démolition ; ces taux ont ensuite été relevés en 2004 et 2006 ;
- au Danemark, 50,34 €, et 64 € pour les déchets combustibles ;
- en Norvège (hors UE), 40 € pour les décharges à haut standard environnemental, 52,5 € pour les décharges à faible standard environnemental ;
- en Suède, 31,12 € ;
- en Finlande, 15,15 € ;
- en Italie, 10 à 26 € ;
- au Royaume-Uni, *cf. infra* ;
- en Belgique, environ 10 €, mais variable suivant les régions (plus élevées en Flandre).

Il n'y a pas de taxe spécifique sur la mise en décharge en Allemagne et au Luxembourg (mais les tarifs de base sont élevés et les limitations relatives aux déchets admis sont fortes), ni en Espagne, en Grèce, en Irlande, au Portugal ou en Hongrie. En France, une taxe, prévue par la loi du 13 juillet 1992, a d'abord alimenté le Fonds de modernisation de la gestion des déchets (FMGD), à caractère redistributif, créé en avril 1993. Puis, en 1999, a été instaurée la taxe générale sur les activités polluantes (TGAP), d'assiette beaucoup plus large et dont le produit est versé au Trésor public. D'une façon plus générale, on notera que les systèmes redistributifs présentent l'avantage d'alimenter le subventionnement de solutions alternatives.

Les taux de taxes ont fait l'objet de relèvements successifs. La loi de finances rectificative pour 2006, dans son article 39, fixe les taux suivants :

- pour les déchets réceptionnés dans une installation de stockage de déchets ménagers ou assimilés (DMA) : 9,90 € la tonne ; 8,10 € si l'installation fait l'objet d'une certification environnementale (EMAS ou ISO 14001) et 38,90 € si elle n'est pas autorisée ;
- pour les déchets industriels dangereux : 19,75 € dans le cas d'un stockage ; 9,90 € pour les autres installations d'élimination.

En 2003, le coût « technique », hors TVA et hors subventions, pour une installation moderne, était estimé par l'ADEME [21] à 71,2 € la tonne pour le stockage et 79 € pour l'incinération des DMA, à 205 € pour le stockage de déchets dangereux et 279 € pour leur incinération spécialisée. Les taxes appliquées renchérisent sensiblement le coût du traitement, surtout pour le stockage, conformément au souci de le réserver aux déchets ultimes.

Certains pays appliquent aussi des taxes sur l'incinération des DMA : c'est le cas au Danemark (44 €), en Flandre (12,7 €), en Suède et en Norvège.

On peut remarquer que les pays qui ont des tarifs de mise en décharge élevés ont généralement des taux de mise en décharge faibles et des taux de recyclage élevés.

### *La question des compensations aux collectivités d'accueil*

Il peut s'agir de « compensations » de diverses natures : effet emploi, taxe professionnelle encaissée, compensation financière ou autres formes d'intéressement. En France, dans le cadre de la loi de finances pour 2006 (article 90), a été votée fin 2005 la possibilité, pour les communes d'accueil de nouvelles installations, de percevoir une taxe de 3 € la tonne au maximum, et il était envisagé d'étendre cette possibilité à l'ensemble des installations. L'article 73 de la loi de finances pour 2007 a ramené ce taux maximum à 1,50 € la tonne, en la réservant aux unités installées après le 1<sup>er</sup> janvier 2006 et aux extensions depuis cette date.

On notera que le Commissariat du Plan [20] s'est montré réservé à ce sujet : que compense-t-on ? Et les bénéficiaires sont-ils bien ceux qui subissent les nuisances ?

## Le cas du Royaume-Uni

Le Royaume-Uni reste l'un des pays de l'UE où la mise en décharge est la plus pratiquée. En 1995, elle concernait plus de 80 % des déchets municipaux, contre 6 % pour l'incinération et 10 % pour le recyclage et le compostage. Dans le cadre de la directive européenne sur la mise en décharge, le Royaume-Uni bénéficie d'un délai supplémentaire de quatre ans (maximum) vis-à-vis du calendrier de réduction de la part des déchets fermentescibles.

Avant cette directive, le Royaume-Uni avait déjà décidé de taxer la mise en décharge. La taxe a été introduite en octobre 1996 au taux de 7 £ la tonne pour les déchets « actifs » et de 2 £ pour les déchets inertes. De 1997 à 1999, la quantité de déchets inertes mis en décharge a sensiblement diminué, mais les résultats ont été peu significatifs pour les déchets actifs [11].

En 1999, le taux de taxe est passé à 10 £ pour les déchets actifs et une augmentation de 1 £ par an a été annoncée, jusqu'à atteindre 15 £ en 2004-2005. Suite à la directive européenne, il a été décidé d'augmenter la taxe d'au moins 3 £ par an à partir de 2005 (où elle a été portée à 18 £), jusqu'à atteindre 35 £ la tonne.

L'originalité de ce pays réside surtout dans la place accordée aux mécanismes de marché, dans un souci d'efficacité économique. Suite à la directive sur les emballages de 1994, le Royaume-Uni applique également un système d'échange aux emballages [22]. Suite à la directive sur la mise en décharge, ce pays a décidé non seulement d'augmenter la taxe, mais d'instaurer à partir de 2005 un système d'échange pour les déchets municipaux biodégradables mis en décharge ; c'est le *Landfill Allowance Trading Scheme (LATS)*.

Une base de données a été constituée pour répertorier les tonnages et dès lors définir les permis accordés à chaque collectivité chargée du traitement (*Waste Disposal Authority, WDA*). Les quantités allouées diminuent progressivement (de 5 % en 5 %) chaque année, afin d'assurer la conformité aux exigences de la directive européenne. En Angleterre et en Ecosse, ces permis sont transférables ou échangeables entre WDAs, contrairement au Pays-de-Galles où ils ne le sont pas. Le suivi est assuré par les agences de l'environnement. Au plan administratif, il n'est pas très lourd (l'Angleterre compte 121 WDAs).

Un véritable mécanisme boursier entre WDAs s'instaure et des dispositions ont été prises pour éviter des actions spéculatives. Une flexibilité est introduite : chaque WDA peut jouer un peu dans le temps sur les quantités, donc thésauriser ou emprunter. Mais aux échéances fixées par la directive, les objectifs doivent être atteints. A défaut (et cette disposition est valable pour tout le Royaume-Uni), une amende de 150 £ par tonne excédentaire est prévue.

Dans un premier temps, les prix des permis échangés sont restés assez bas (courant 2006, environ 20 £), le nombre de WDAs vendeuses étant supérieur à celui des WDAs acheteuses. Mais, par la suite, la situation pourrait s'inverser, conduisant à

une hausse sensible du prix, lequel pourrait se situer entre 100 et 150 £ la tonne [11].

Il est trop tôt pour faire un bilan de ce système, y compris en raison d'une « effet-retard » dans les résultats. Les quantités de déchets mises en décharge ont diminué de près de 30 % en dix ans. Le recyclage, l'incinération avec récupération d'énergie, ainsi que les traitements biologiques, ont progressé sensiblement. Pour développer plus avant ces autres voies, à hauteur de 8 à 9 Mt., il a été estimé qu'environ 10 Md£ d'investissements étaient nécessaires d'ici 2020.

## Conclusion

Les connaissances relatives aux impacts environnementaux et à leur évaluation monétaire ont progressé, mais ces progrès restent insuffisants. Les fondements scientifiques des politiques publiques restent à mieux assurer, en amplifiant les recherches à ce sujet.

Des objectifs ont cependant été définis par les pouvoirs publics, et unifiés au niveau de l'UE. Le recours à des instruments économiques, en complément de l'arme réglementaire, reste d'importance variable suivant la culture politique du pays, et la recherche d'efficacité et d'efficacité relève encore de l'économie expérimentale. Les situations actuelles relatives aux voies de traitement des déchets présentent encore une forte hétérogénéité. On observe toutefois une tendance à la convergence.

## Bibliographie

1. Bertolini G., 2004. Evaluation d'effets environnementaux par la méthode des prix hédoniques appliquée à l'immobilier ; intérêt et limites. *Déchets, Sciences et Techniques* 33, p.17-24.
2. Eshet T., Ayalon O., Shecheter M., 2005. A critical review of economic valuation studies of externalities from incineration and landfilling. *Waste management and research* 23, p. 487-504.
3. ExternE project, 1995 à 1998 (plusieurs rapports). Externalities of energy. Communautés européennes (Bruxelles).
4. ETSU, 1996. Economic evaluation of the draft incineration Directive. Communautés européennes.
5. Coopers-Lybrand, CSERGE, EFTEC, 1996. Cost-benefit analysis of the different municipal solid waste management systems : objectives and instruments for the year 2000. Communautés Européennes.
6. ERM, 1998. Economic evaluation on waste incineration. Communautés européennes.
7. COWI, 2000. A study on economic valuation of environmental externalities from landfill disposal and incineration of waste. Communautés européennes.
8. Eunomia, 2002. Economic analysis of options for managing biodegradable municipal waste. Communautés européennes.
9. CSERGE, EFTEC, Warren Spring Laboratory, 1993. Externalities from landfill and incineration. HMSO (Londres).

10. Coopers-Lybrand, 1993. Landfill costs and prices : correcting possible market distortions. HMSO.
11. Davis B., Doble M. The development and implementation of a landfill tax in the United Kingdom, dans OCDE, 2004. Addressing the economics of waste, p. 63-80.
12. CEMAGREF, 2001. Evaluation des externalités engendrées par les décharges. ADEME.
13. Arnold O., Chèze B., 2006. La monétarisation des externalités associées à la gestion des déchets. (Document de travail et synthèse) MEDD (D4E).
14. Frankhauser S., 1992. Valuing climate change : the economics of the greenhouse effect. Earthscan (Londres).
15. Méry J., 2005. Contribution à une gestion durable du risque environnemental du stockage des déchets ménagers et assimilés : l'évaluation du coût externe des fuites de lixiviats de décharges. Thèse, Université de Saint-Quentin-en-Yvelines ; et 2005. article dans *Déchets, Sciences et Techniques* 44, p. 14-17.
16. Dijkgraaf E., Vollebergh H.R.J., 1996. Incineration or dumping ? A model for social cost comparison of waste disposal. EAERE, Tilburg (Pays-Bas).
17. Bertolini G., 2003. Le coût social des consommations d'espace ; approche méthodologique et étude de cas. *Déchets, Sciences et Techniques* 30, p. 3-10.
18. MV2 Conseil, 2004. Consentement local à payer et localisation d'une décharge. MEDD.
19. MV2 Conseil, 2005. Consentement local à payer et localisation d'un incinérateur. MEDD.
20. Commissariat général du Plan, 2003. Rapport de l'instance d'évaluation de la politique du service public des déchets ménagers et assimilés.
21. ADEME, 2005. Les marchés des activités liées aux déchets ; situation 2003/2004 et perspectives 2005.
22. Bertolini G., 2005. Système d'échanges de droits : applications possibles au recyclage des déchets d'emballages en Europe. *Déchets, Sciences et Techniques* 39, p. 15-24.