

**DECHETS MENAGERS EN FRANCE.
FINANCEMENT DU SERVICE ET RECYCLAGE :
EXEMPLES DE TRAVAUX D'EVALUATION
ECONOMIQUES UTILES A LA DECISION
PUBLIQUE**

Olivier ARNOLD - Patrick DERONZIER

**Série Synthèse
N° 04-S01**

Site internet : <http://ww.ecologie.gouv.fr>
20 avenue de Ségur - 75302 Paris 07 SP

► RESUME

**DECHETS MENAGERS EN FRANCE
FINANCEMENT DU SERVICE ET RECYCLAGE
EXEMPLES DE TRAVAUX D'ÉVALUATION ÉCONOMIQUES UTILES À LA
DECISION PUBLIQUE**
Olivier Arnold - Patrick DERONZIER

Cette synthèse met en lumière certains travaux d'évaluation économique utiles aux décideurs, sans prétendre à l'exhaustivité. Elle se concentre sur deux enjeux majeurs du service des Déchets Ménagers et Assimilés : prévention des déchets, au travers d'un financement incitatif du service et évaluation de la rentabilité économique du recyclage. Ces travaux d'évaluation économique permettent d'ores et déjà d'éclairer utilement les décisions à prendre en matière de politiques des déchets ménagers.

Ainsi, une redevance incitative est responsable à elle seule d'une diminution de près de 20 % des déchets résiduels, dont près du tiers est due à de la prévention. Les comportements illégaux sont largement influencés par les conditions d'information lors de la mise en place d'une redevance et peuvent donc être maîtrisés. Le compostage individuel est un moyen de prévention efficace, plus encouragé à l'étranger qu'en France. Dans le contexte français, l'augmentation du barème amont pourrait constituer un palliatif au manque d'incitation actuel par l'aval.

Concernant la valorisation des déchets d'emballage, une analyse économique montre qu'il est aujourd'hui économiquement souhaitable, du point de vue global en France, d'augmenter le recyclage de ces matériaux, tous secteurs confondus. Les exigences européennes pour des taux de recyclage accrus constituent donc une orientation positive. Concernant le secteur industriel, alors même que la rentabilité économique du recyclage des emballages y apparaît meilleure, la France n'a pas axé ses efforts sur ce gisement : augmenter le recyclage des emballages en France doit passer par une action, en priorité, sur le secteur industriel. En la matière, l'expérience britannique d'un instrument économique jouant sur la maîtrise des quantités – certificats négociables – a permis d'orienter efficacement les efforts vers ces gisements moins coûteux. Plus généralement, la multiplication des objectifs quantifiés de recyclage milite pour l'application au secteur des déchets de permis négociables.

La faiblesse principale des études actuelles réside probablement dans leur faible nombre (attention : plus haut tu dis qu'elles ne sont pas rares) et donc dans le manque de réplcation, ce qui amène à proposer des pistes de progrès pour les travaux en France. Les efforts de quantification des effets d'une redevance incitative doivent être poursuivis. Analyser l'économie du recyclage demande en priorité une augmentation du nombre d'études primaires et leur mutualisation, afin d'aboutir à la production de valeurs de référence. Enfin, la multiplication actuelle des éco-organismes milite pour une réflexion sur la régulation de ces structures, champ peu couvert par les investigations économiques sur la régulation.

Ce document n'engage que ses auteurs et non les institutions auxquelles ils appartiennent. L'objet de cette diffusion est de stimuler le débat et d'appeler des commentaires et des critiques.

SOMMAIRE

INTRODUCTION	4
1/ LA PREVENTION DES DECHETS MENAGERS AU TRAVERS DU FINANCEMENT DE LEUR GESTION	4
Evaluation des effets d'une redevance incitative en matière de prévention	4
Jouer la complémentarité entre redevance avale et taxe amont	6
2/ EVALUATIONS DE LA RENTABILITE ECONOMIQUE DU RECYCLAGE DES DECHETS D'EMBALLAGES	6
Etat de la connaissance en matière d'analyse coût-avantage du recyclage	7
Vers l'utilisation de permis négociables pour atteindre des objectifs quantifiés de recyclage	9
3/ CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	10
Etudes pour évaluer les effets d'une redevance incitative :	10
Etudes pour analyser l'économie du recyclage :	10
Eco-organismes : un besoin d'analyse de leur régulation.....	11
BIBLIOGRAPHIE	12
ANNEXE 1 ROLE DES INSTRUMENTS ECONOMIQUES DANS LA REDUCTION A LA SOURCE DES DECHETS DES MENAGES	13
ANNEXE 2 NOTE DE SYNTHESE D'UNE ANALYSE COUTS-AVANTAGES DU RECYCLAGE DES DECHETS D'EMBALLAGES	20

Introduction

Le service public des Déchets Ménagers et Assimilés (DMA) est certainement arrivé à un tournant de son évolution. Après des développements d'abord faits sur la collecte, dans un souci de salubrité publique, puis au cours de la dernière décennie, sur l'amélioration des traitements dans un souci de protection sanitaire environnementale accrue, les coûts sont arrivés à des niveaux tels (coût global de la gestion des DMA en 2000 estimé entre 140€/t et 200€/t, 5,5 milliards d'€ pour la dépense de gestion des déchets municipaux en 2001 et augmentation de 50% en monnaie constante entre 1992 et 2001) que les questions économiques ne peuvent aujourd'hui être éludées. Celles-ci semblent en effet de première importance pour enrichir les débats sur plusieurs points clé de la gestion des DMA en France. Cette contribution ne prétend pas à l'exhaustivité, mais tente de mettre en lumière certains travaux d'évaluation qui soient les plus utiles aux décideurs. Elle se concentre sur deux enjeux majeurs du service des DMA :

- prévention des déchets, au travers d'un financement incitatif du service ;
- évaluation de la rentabilité économique du recyclage.

Cet article conclut en dégagant des pistes de travail pour les économistes, visant à combler certaines lacunes en matière d'évaluation dans leur domaine et sur ces deux thèmes.

1/ La prévention des déchets ménagers au travers du financement de leur gestion

Une des priorités en terme de développement durable est d'arriver à découpler la croissance de ses effets néfastes sur l'environnement. La production de déchets affiche une nette tendance à la hausse : 1,85%/an pour la collecte des DMA en France entre 1993 et 2000, soit 5 fois plus que la croissance démographique sur la même période. La réglementation s'est donc jusqu'ici révélée insuffisante pour juguler cet accroissement, mais les pouvoirs publics se sont fixés l'objectif ambitieux de stabiliser le flux de déchets d'ici à 2008¹, bien qu'aucun outil particulier, outre le plan de prévention des déchets, ne vienne opérationnaliser cet objectif.

Evaluation des effets d'une redevance incitative en matière de prévention

Les techniques de financement du service public des déchets ménagers par l'aval (la contribution des usagers au service) sont restées largement contre-productives vis à vis d'un objectif de prévention des déchets émis. L'utilisation des instruments d'origine fiscale (budget général, TEOM) devrait être réduite. Souvent promus au titre de la solidarité, ces instruments créent en fait des iniquités entre générations et entre usagers. L'institution d'une redevance réellement incitative, c'est à dire dont l'assiette serait la quantité de déchets émis, doit permettre de présenter aux usagers les coûts réels du service en toute transparence et de leur transmettre les signaux de la réduction à la source. De plus en plus de pays européens l'ont compris : Finlande, Suède, Autriche, Suisse, Allemagne,

¹ Communication de Roselyne Bachelot-Narquin, Ministre de l'écologie et du développement durable devant le Conseil des Ministres. 5 juin 2003.

Belgique, Pays Bas ou encore Luxembourg figurent parmi ceux qui ont largement ouvert la voie à une redevance incitative. Par ailleurs, l'Irlande a prévu dès 2005, l'application généralisée d'une redevance incitative, alors même que le service des déchets relève de la compétence des collectivités locales. Quels enseignements tirer de ces expériences ? La diminution du flux de déchets résiduels peut couramment atteindre 50%². Parallèlement, la masse des déchets triés augmente de 10 %³, voire 30%³, accompagnée par une hausse sensible du compostage individuel. Globalement, le flux total des déchets diminue presque systématiquement, mettant en évidence les efforts de prévention. Toutefois, un nombre restreint de références sérieusement documentées existent pour isoler l'effet de la mise en place d'une redevance sur la gestion des déchets, alors même que, parmi les nombreuses expériences recensées, d'autres changements d'organisation du service (amélioration de l'offre de collecte sélective,...), accompagnent généralement le passage à une redevance. Les études économétriques disponibles permettent d'estimer que l'institution d'une redevance incitative est responsable à elle seule d'une diminution de près de 20 % des déchets résiduels, dont près du tiers est due à de la prévention⁴. Mais, ces études sont encore trop rares.

La France se situe pour l'instant en dehors du courant de multiplication des redevances incitatives, avec seulement une dizaine de collectivités ayant instauré un tel système. Le retrait français s'expliquerait en partie par la moindre souplesse de fonctionnement d'un Service Public Industriel et Commercial (SPIC), par rapport à un Service Public Administratif (SPA) : obligation d'équilibre du budget, absence d'assurance de recouvrir toutes les contributions dues. Ces difficultés devraient être traitées par des aménagements réglementaires. Mais, les collectivités mettent également en avant les inconvénients propres à la redevance : comportements illégaux et faible acceptation par la population. Au vu des expériences européennes ou de celles des pays de l'OCDE, la difficulté liée aux comportements illégaux, est certes à prendre en considération. Néanmoins, là encore, les expériences montrent que cette difficulté ne justifie pas à elle seule le refus du dispositif de redevance. En Europe, si les comportements illégaux peuvent atteindre le niveau de 3 à 12 %³, il semble qu'une campagne de communication permette d'atténuer ces difficultés. De même, les informations existantes sur l'acceptation par le public montrent que celle-ci est forte, dès lors qu'une information de qualité a été dispensée. Afin de limiter les comportements illégaux, il est clair qu'une redevance incitative ne doit pas être mise en place au moyen d'une tarification exclusivement proportionnelle au flux de déchets. Ceci ferait en outre peser un risque sur l'équilibre budgétaire du service et n'est pas non plus justifié économiquement, car les prix doivent refléter les coûts. Or, une part fixe a un sens économique pour

² Jean-Pierre Hannequart, Francis Radermaker : *Modalités, coûts et financement de la collecte des déchets en Europe – bilan général et comparaison des diverses politiques nationales en la matière*, Association des cités et régions pour le recyclage.

³ Comparaison des taux de collecte sélective papier/carton entre des collectivités avec et sans redevances.

Weighing it up : assessing Danish weight-based fee schemes, article paru dans *Waste Management World*, septembre-octobre 2002.

⁴ Lisa A. Skumatz : Variable-rate or « pay-as-you-throw » waste management : answers to frequently asked questions, Policy Study 295 (juillet 2002), Reason Public Policy Institute. Etude sur 500 collectivités des Etats-Unis qui a permis d'isoler l'effet PAYT sur le gisement de déchets, indépendamment des effets liés aux modifications des systèmes de collecte. Les résultats montrent un effet de - 17 % sur les déchets résiduels, dont - 5 à - 6 % sont liés à des efforts de prévention (le reste est une augmentation du tri sélectif).

la gestion des déchets ménagers, activité fortement capitalistique et où, par ailleurs, certaines tâches du service (nettoyage des voiries,...) se doivent d'être mutualisées.

Jouer la complémentarité entre redevance aval et taxe amont

Les éléments d'évaluation qui précèdent demeurent ancrés dans un registre « technique ». Ils ne seront vraisemblablement pas les seuls à emporter la décision. Les collectivités locales ne sont pas prêtes à sortir spontanément du confort financier assuré par le système fiscal. Une démarche réaliste, au moins sur le moyen terme, consiste donc à mettre en place des incitations visant, à l'aval, à favoriser l'utilisation de la Redevance d'Enlèvement des Ordures Ménagères (REOM), mais aussi à augmenter, en amont, la part du financement en provenance de la Responsabilité Elargie du Producteur (REP). En effet, en pratique, ces deux instruments sont complémentaires⁵, même si, en théorie, ils sont identiques du fait qu'internaliser le coût de gestion des déchets en amont ou mettre en aval un niveau d'incitation suffisant est équivalent en économie concurrentielle (Théorème de Coase). Ainsi, une taxe amont élevée permet l'instauration d'une redevance à un taux modéré, afin d'éviter le développement trop important du détournement illégal de flux. En outre, la taxe amont apparaît comme l'unique outil incitant à la prévention, dans les communes ayant instauré une taxe forfaitaire. Elle se doit donc d'être portée à un niveau élevé. Dans la situation française où les collectivités ont majoritairement des systèmes de recouvrement des coûts forfaitaires, l'augmentation des taxes amont devrait constituer le palliatif au manque d'incitation par l'aval.

2/ Evaluations de la rentabilité économique du recyclage des déchets d'emballages

Depuis la loi de 1992⁶ et souvent suite à des directives européennes⁷, de nombreuses filières de valorisation spécifiques se sont développées. La valorisation passe par plusieurs alternatives : essentiellement la valorisation énergétique et la valorisation matière (qui comprend le réemploi et le recyclage). Les coûts sociaux de mise en place de la collecte sélective et de leur recyclage, comparés aux coûts sociaux d'un traitement intégré dans les déchets résiduels, font du recyclage des déchets une question où les éclairages économiques sont de première importance. En conséquence, les décisions en la matière gagneraient à être prises sur la base d'analyses coûts-avantages, intégrant la monétarisation des impacts issus des Analyses de Cycle de Vie. Or, de telles analyses restent aujourd'hui faiblement documentées. Elles sont complexes, car elles doivent, entre autre, intégrer des grandeurs tant nationales (avec par ordre d'importance les bénéfices liés aux émissions évitées par une substitution à des matériaux vierges, les impacts des activités sur l'environnement,...) que locales (organisation du service, du fait des filières de traitement accessibles, de la densité de population,...). Ce chapitre se restreindra à présenter des éléments d'évaluation appliqués au recyclage des

⁵ Voir Mathieu Glachant « Modélisation du financement du service public des déchets des ménages ». Etude pour la D4E-MEDD. Juin 2003

⁶ Loi n°92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement (JO du 14 juillet 1992).

⁷ Par exemple, la Directive 2004/12/CE du Parlement européen et du Conseil du 11 février 2004 modifiant la directive 94/62/CE relative aux emballages et aux déchets d'emballages.

emballages. S'intéressant en priorité aux DMA, il ne pourra s'abstraire de considérations sur le secteur industriel, les objectifs de recyclage des directives européennes englobant ces deux secteurs.

Etat de la connaissance en matière d'analyse coût-avantage du recyclage

Les travaux d'évaluation les plus aboutis semblent être rassemblés dans l'étude de PIRA International et RDC environnement⁸ (mars 2003) pour la Commission Européenne. Ils portent sur la détermination de taux de recyclage-réemploi optimaux, en ce qui concerne les déchets d'emballage, toutes origines confondues (emballages issus des ménages, comme du secteur industriel). Ce document propose des taux pour chaque pays européen, en fonction de ses modes de traitement alternatifs au recyclage (centre d'enfouissement technique/incinérateur) et de sa densité de population (les taux de recyclage atteints étant différents entre milieu rural/urbain). Les sources de monétarisation utilisées proviennent essentiellement du domaine des transports⁹ et du changement climatique¹⁰, pour les champs spécifiques aux déchets, le prestataire ayant proposé des valeurs à partir de la littérature générale. Certains points du travail PIRA méritent d'être mis en avant, comme des éléments de cadrage pragmatique de la rentabilité économique du recyclage, lors de la mise en place d'une collecte sélective. Ainsi, les recommandations du tableau 1 éclairent le débat portant sur le choix entre une collecte en porte à porte ou la sollicitation des usagers par apport volontaire. Elles montrent qu'il est possible d'aller jusqu'à la préconisation de ne pas recycler.

Tableau 1 : Préconisations de collecte sélective des déchets d'emballages ménagers, issues d'une ACA

Densité de population	< 200 hab. / km ²		> 200 hab. / km ²	
	Décharge	incinération	décharge	incinération
Bouteilles PET	porte-à-porte	apport volontaire	porte-à-porte	porte-à-porte
Acier	porte-à-porte ou apport volontaire	pas de collecte sélective	porte-à-porte	pas de collecte sélective
Aluminium rigide et semi-rigide	porte-à-porte ou apport volontaire	pas de collecte sélective	porte-à-porte	pas de collecte sélective
Papier / carton	porte-à-porte	porte-à-porte	porte-à-porte	porte-à-porte
Briques pour liquides	pas de collecte sélective	pas de collecte sélective	pas de collecte sélective	pas de collecte sélective
Plastiques mélangés	pas de collecte sélective	pas de collecte sélective	pas de collecte sélective	pas de collecte sélective
Verre	apport volontaire	apport volontaire	apport volontaire	apport volontaire

De manière générale, l'analyse coûts-avantages montre que la collecte sélective au porte-à-porte des déchets d'emballages ménagers est socialement préférable au traitement (par incinération ou mise en

⁸ « Evaluation of costs and benefits for the achievement of reuse and recycling targets for the different packaging materials in the frame of the packaging and packaging waste directive 94/62/EC », *RDC Environment* et *PIRA International* pour la Commission Européenne (mars 2003).

⁹ Kageson 1993 ; Brossier 1996 ; Dorland et al 2000.

¹⁰ Climate Change 1995 ; Tol et Downing 2000.

décharge) en mélange avec les ordures ménagères. Les plastiques mélangés et les briques pour liquides alimentaires échapperaient à cette règle et ne devraient faire l'objet d'aucune collecte sélective. Ce serait également le cas pour certains métaux lorsqu'ils sont récupérés dans les mâchefers. Pour le verre, la collecte sélective serait optimale si elle se faisait par apport volontaire. Enfin, des considérations techniques ont amené les auteurs à adapter leurs préconisations concernant la collecte sélective des métaux, les ménages ne faisant pas la distinction entre acier et aluminium, ce qui n'autorise pas la mise en place de dispositifs de collecte différents.

L'étude a permis de déboucher également sur la quantification d'une fourchette de taux socialement optimaux pour le recyclage, dans le cas français (cf tableau 2).

Tableau 2 : Performance du recyclage-réemploi des déchets d'emballage. Comparaison des résultats d'une Analyse Coûts-Avantages avec les performances de la France en 2002 et les objectifs européens 2008.

<i>taux de recyclage</i>	Résultats de l'ACA pour la France	Performances en France en 2002	Objectifs européens 2008 pour tous les pays
verre	50 % - 86 %	52,5 %	60 %
papier-carton	58 % - 71 %	64,4 %	60 %
métaux	60 % - 72 %	52,3 %	50 %
plastiques	26 % - 37 %	15,2 %	22,5 %
bois	47 % - 66 %	19,4 %	15 %
global	50 % - 70 %	45,3 %	55 % - 80 %

Tous secteurs confondus, on peut constater que, en moyenne, les taux économiquement optimaux proposés par matériaux sont supérieurs tant à ceux fixés par la Directive européenne sur la valorisation des déchets d'emballages pour 2008, qu'à ceux actuellement atteints en France dans ce domaine. Sous réserve de consolidation de ces premiers résultats, ceci indiquerait qu'il est aujourd'hui économiquement souhaitable, du point de vue global en France, d'augmenter le recyclage de ces matériaux. Même là où les taux de la Directive restent encore inférieurs aux taux optimaux, la tendance européenne vers des taux de recyclage accrus est un point positif, du point de vue économique. Particulièrement, l'augmentation du recyclage-réemploi dans la filière bois apparaît comme un gisement d'économie.

Complétées par celles du tableau 3, ces données montrent qu'alors même que la rentabilité économique du recyclage-réemploi apparaît meilleure dans le secteur industriel, la France n'a pas poussé davantage ses efforts sur ce gisement. L'augmentation du recyclage des déchets d'emballages du secteur industriel générerait un gain collectif.

Tableau 3 : comparaison du recyclage-réemploi entre les secteurs ménager et industriel vis-à-vis de l'ACA.

taux de recyclage	Déchets d'emballages ménagers		Déchets d'emballages industriels	
	Résultats de l'ACA pour la France	Performances en France en 2001	Résultats de l'ACA pour la France	Performances en France en 2001
	45 % - 68 %	42 %(*)	53 % - 72 %	42 % (**)

* tonnages recyclés dans le cadre du dispositif des sociétés agréées sur les tonnages contribuant

** quantités recyclées hors dispositif des sociétés agréées sur les tonnages non contribuant aux sociétés agréées

Vers l'utilisation de permis négociables pour atteindre des objectifs quantifiés de recyclage

L'orientation des efforts de recyclage dans le secteur industriel passe probablement par l'emploi d'incitations adaptées, au premier rang desquelles se trouvent les instruments économiques, dont l'efficacité vis-à-vis de ces acteurs a régulièrement été prouvée. Un nouveau champ de réflexion semble donc actuellement s'ouvrir portant sur l'application d'instruments quantifiés -les permis négociables – au domaine du recyclage des emballages industriels. A ce stade, cette réflexion reste à formaliser. Mais, elle peut d'ores et déjà se nourrir d'expériences étrangères dans le domaine, comme le dispositif des « Packaging Recovery Notes » (PRN) au Royaume-Uni¹¹. Cette expérience constitue un exemple d'une approche par les quantités. La quantité globale de déchets d'emballages à recycler est traduite en obligations individuelles annuelles pour les acteurs de la chaîne de l'emballage. Les recycleurs sont les émetteurs de PRN, dont la quantité émise dépend directement de celle des emballages qu'ils recyclent. Chaque producteur de la chaîne de l'emballage doit satisfaire un objectif individuel, et en prouver l'atteinte par la production de PRN à l'administration. L'achat de ces certificats crée un flux financier du producteur vers le recycleur et ainsi vers le détenteur de déchets, lui donnant une incitation au recyclage. A la différence d'un « vrai » permis négociable, le PRN n'est pas acquis par l'agent économique qui doit arbitrer entre une diminution de son impact environnemental ou l'acquisition de permis supplémentaires d'émission. Ici, c'est le détenteur de déchets d'emballage qui doit recycler ou utiliser un autre moyen de traitement et le producteur de la chaîne de l'emballage qui acquiert le PRN. Néanmoins, le système des PRN peut être assimilé à un permis, dans la mesure où il constitue une approche économique par les quantités : plus les objectifs de recyclage sont contraints, plus la demande en PRN augmente, entraînant l'accroissement du flux financier vers les recycleurs et la diminution des coûts de recyclage. Le dispositif britannique permet de répartir efficacement l'effort de recyclage. En effet, l'offre de recyclage se répartit de façon optimale entre les recycleurs. Ceux d'entre eux qui ont des coûts de recyclage peu élevés pourront vendre leurs PRN à des prix plus faibles. Ils capteront ainsi une part plus importante du marché des PRN, et donc du marché du recyclage. A l'optimum, le coût marginal du recyclage est le même pour tous les recycleurs et égal au prix des PRN.

Le résultat est que le taux de recyclage atteint en domaine industriel est largement supérieur au taux français sur le même secteur. Or, les taux globaux, tous secteurs confondus, restent proches entre France et Angleterre - respectivement 45% et 44% en 2002. Ceci prouve que l'outil PRN a orienté le recyclage vers les gisements les moins coûteux, qui sont les gisements industriels. L'outil économique des permis échangeables a donc prouvé son efficacité dans le cas anglais.

	Royaume-Uni	France
Taux de recyclage emballages non ménagers	2002 : 65 % ⁽³⁾	2002 : 38 % ⁽⁴⁾

(3) source : ADEME, *Etude du dispositif mis en place au Royaume-Uni pour la gestion des déchets d'emballages*

(4) quantités recyclées hors dispositif des sociétés agréées sur les tonnages non contributeurs aux sociétés agréées

¹¹ ADEME, *Etude du dispositif mis en place au Royaume-Uni pour la gestion des déchets d'emballages*, étude menée par Ernst&Young.

3/ conclusions et perspectives

Il serait erroné de prétendre que les travaux d'évaluation économique sont encore trop rares dans le secteur des déchets. A la lumière des quelques éléments précédents, il apparaît que de telles analyses existent, en France, au niveau de l'union européenne ou d'autres pays, basées sur des expériences concrètes. Elles permettant d'ores et déjà d'éclairer utilement les décisions à prendre en matière de politiques des déchets ménagers. Cet article en a fourni des exemples précis sur les thèmes de :

- la prévention des déchets, au travers d'un financement incitatif du service ;
- l'évaluation de la rentabilité économique du recyclage.

Cependant, la faiblesse principale de ces travaux réside probablement dans leur manque de réplication, ce qui les pénalise tant du point de vue de leur force de persuasion par assimilation, que du point de vue de leur généralisation. Aussi, dans un souci d'améliorer encore l'articulation entre l'expertise en évaluation et la décision publique dans le domaine de l'économie des déchets en France - et particulièrement sur les questions du financement des DMA et leur recyclage - il semble utile de conclure cet article en présentant certaines des pistes de progrès qui devraient être explorées.

Etudes pour évaluer les effets d'une redevance incitative :

Poursuivre les travaux d'évaluation, proposer des facilités aux collectivités choisissant la REOM, accroître la prévention par la taxe amont.

Les évaluations à même de documenter l'importance réelle des critiques faites à la redevance incitative peuvent encore être améliorées. Elles existent à l'étranger, mais sont quasi-inexistantes en France. Dans un souci de produire des références fiables, il semble nécessaire de s'orienter aujourd'hui vers :

- des analyses d'expérience portant sur l'influence d'une redevance incitative sur la prévention ;
- une quantification rigoureuse des comportements illégaux.

Dans une perspective de moyen terme, il serait nécessaire de poursuivre des travaux sur le niveau d'augmentation de la taxe amont, pour s'assurer d'un signal minimum aux usagers en faveur de la prévention des déchets. Ces travaux devront également prendre en considération la valorisation de l'ensemble des externalités liés à la gestion des déchets.

Etudes pour analyser l'économie du recyclage :

poursuivre les travaux de monétarisation des externalités et de porter le champ de la réflexion sur le terrain des permis négociables

• La monétarisation de tous les effets de la gestion des déchets sur l'environnement doit être poursuivie. Cette voie passe par :

- l'augmentation du nombre d'études locales, afin de parfaire la fiabilité des valeurs ;

- la mutualisation des connaissances et l'utilisation des méthodes de transfert des valeurs, pour ne pas multiplier les études de base ;
 - enfin, il conviendrait de sortir du champ de la recherche et de constituer, à terme, des valeurs économiques de référence (quitte à les réviser à intervalles de temps réguliers).
- La multiplication des directives européennes imposant des objectifs quantifiés de recyclage milite en effet pour des instruments capables d'assurer la satisfaction d'objectifs quantifiés, alors même qu'il convient de préserver l'efficacité économique de la démarche qui sera mise en place pour y parvenir. Les permis négociables sont les instruments économiques qui paraissent les mieux adaptés.

Eco-organismes : un besoin d'analyse de leur régulation

Bien que cet article n'ait pas abordé la question de la régulation des éco-organismes, cette conclusion se doit d'ouvrir une perspective de travail sur l'économie de la gestion collective de la REP, qui est progressivement devenue une organisation essentielle de la gestion des déchets. En effet, la réflexion sur l'utilisation des permis négociables, tout comme la multiplication actuelle des éco-organismes dans les différentes filières, milite pour une réflexion de fond sur la régulation des nouveaux éco-organismes à créer. Risques d'abus de position dominante, de quasi-monopoles, relations avec l'Etat, ... sont autant de questions sur lesquelles l'économie publique ou l'économie industrielle pourrait être mobilisée. Ce champ de réflexion est encore très peu transposé aux déchets par les économistes, mais gagnerait à l'être davantage. Réfléchir à l'organisation des missions actuellement assurées par les éco-organismes nécessite de répondre à deux types de questions:

- celle du choix d'un instrument de régulation environnementale. Il s'agit ici d'inciter les producteurs à diminuer à la source les déchets susceptibles d'être générés par leurs produits (incitations amont) en tenant compte du coût de leur gestion par la société. D'autres instruments économiques que les éco-organismes pourraient être mobilisés à cette fin, ceux-ci étant associés de fait à une approche réglementaire ;
- et celle de l'organisation pratique des filières de valorisation des produits en fin de vie: mobilisation ou non d'économie d'échelle, et risques issus des quasi-monopoles qui en découlent ; principes tarifaires (subventions croisées).

BIBLIOGRAPHIE

Bachelot-Narquin Roselyne (2003) Communication de la Ministre de l'écologie et du développement durable devant le Conseil des Ministres. 5 juin 2003.

Commissariat général du Plan (2004) « Le service public des déchets ménagers ». Rapport de l'instance d'évaluation.

Ernst &Young (2004) « Etude du dispositif mis en place au Royaume-Uni pour la gestion des déchets d'emballages » étude pour l'ADEME.

Glachant Mathieu « Modélisation du financement du service public des déchets des ménages ». Etude pour la D4E-MEDD. Juin 2003

Hannequart Jean-Pierre et Radermaker Francis: Modalités, coûts et financement de la collecte des déchets en Europe – bilan général et comparaison des diverses politiques nationales en la matière, Association des cités et régions pour le recyclage.

« Comparaison des taux de collecte sélective papier/carton entre des collectivités avec et sans redevances.

Weighing it up : assessing Danish weight-based fee schemes" Waste Management World, septembre-octobre 2002.

Skumatz Lisa A. (2002) : Variable-rate or « pay-as-you-throw » waste management : answers to frequently asked questions. Policy Study 295 (Reason Public Policy Institute).

RDC Environment et PIRA International (2003) « Evaluation of costs and benefits for the achievement of reuse and recycling targets for the different packaging materials in the frame of the packaging and packaging waste directive 94/62/EC ». Etude pour la Commission européenne

ANNEXE 1 Rôle des instruments économiques dans la réduction à la source des déchets des ménages



Paris, le 26 juin 2003

DIRECTION DES ETUDES ECONOMIQUES ET DE L'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE

Sous-direction des Politiques Environnementales
D4E-B3-03-100/OA-RR

Affaire suivie par : Olivier ARNOLD et Rémy RISSER
Téléphone : 01 42 19 25 44 01 42 19 25 56
Télécopie : 01 42 19 17 54
Courriel : olivier.arnold@environnement.gouv.fr
remy.risser@environnement.gouv.fr

Les instruments économiques peuvent jouer un rôle dans la politique de prévention-réduction à la source des déchets. Cette politique suppose que les acteurs économiques - les producteurs de biens¹² et les consommateurs - intègrent les effets que leurs choix de production et de consommation auront sur la gestion des déchets.

Cette problématique est poursuivie ici uniquement sous l'angle des *déchets des ménages* et des *instruments de financement* de la gestion de ces déchets. Elle prend pour base un modèle microéconomique de choix des instruments de financement du service public des déchets ménagers développé par Matthieu GLACHANT, économiste au CERNA, à l'occasion d'une étude financée par la D4E.

Pour simplifier, on n'utilisera que l'expression « *réduction à la source* » entendue comme l'ensemble des pratiques mises en œuvre par les *acteurs économiques* qui aboutissent à *diminuer le coût social* de la gestion des déchets ménagers. Ce coût social comprend la somme de tous les coûts de gestion des déchets : coûts du service public (y compris coût de perception des taxes et des redevances) et coûts environnementaux (y compris coût environnemental du détournement des flux). Intégrer les coûts environnementaux dans la définition de la réduction à la source permet de ne pas faire référence uniquement à des actions sur la quantité de déchets (allègement des produits, compostage individuel) mais aussi à des actions sur la qualité des déchets et des opérations de traitement (réduction de la nocivité des produits, amélioration de leur recyclabilité, qualité du tri, etc.).

I. Instruments de financement

Les trois principaux instruments de financement du service public des déchets ménagers sont :

- La taxe forfaitaire. Comme son nom l'indique, cet instrument a pour caractéristique de n'établir aucun lien direct entre le niveau de paiement et la

¹²) Ces termes sont pris ici dans leur sens générique sans distinguer entre les différentes entreprises qui concourent à la mise en marché des biens (fabricants, importateurs, distributeurs).

production individuelle de déchets. En France, relèvent de cet instrument :

- * la fiscalité locale non spécifique (les recettes en provenance du budget général des collectivités) ;
 - * la fiscalité locale spécifique constituée par la Taxe d'Enlèvement des Ordures Ménagères (TEOM) ;
 - * toutes les Redevances d'Enlèvement des Ordures Ménagères (REOM) dont l'assiette n'est pas incitative (REOM fondée sur la taille du ménage par exemple) ;
- La redevance incitative. Il s'agit des REOM dont l'assiette reflète le poids, le volume, ou la qualité de tri des déchets générés par chaque ménage ;
- La taxe amont sur les produits, acquittée par les producteurs (fabricants, importateurs, ou distributeurs) de biens, et dont l'assiette reflète le potentiel « déchets » des produits. En France, relèvent de cet instrument les contributions des conditionneurs d'emballages ménagers au financement des sociétés agréées (Adelphe et Eco-Emballages). Une autre illustration de cet instrument est constituée par la taxe parafiscale sur la production d'huiles usagées reprise depuis le 1^{er} janvier 1999 dans la TGAP.

Ces trois instruments sont analysés ici selon le critère de l'efficacité économique, c'est-à-dire selon leur capacité à minimiser le coût social de la gestion des déchets ménagers, dans un contexte où producteurs et consommateurs peuvent agir sur leur émission de déchets, par des pratiques de réduction à la source, et où les consommateurs peuvent détourner (illégalement) du service public leur flux de déchets (dépôt sauvage, incinération non contrôlée). Par souci de simplification, il n'est pas tenu compte de la valorisation matière (réutilisation, récupération, recyclage, compostage collectif, etc.). On considère uniquement deux options de gestion des déchets ménagers :

- 1° réduire à la source les déchets, sachant que les efforts sont le fait des producteurs au travers de leur choix de conception et de production des produits mais aussi des consommateurs par la modification de leur comportement d'achat et/ou par un effort individuel sur la quantité et la qualité de leur émission ;
- 2° éliminer les déchets par recours au service public ou par détournement (illégal) de flux du service public.

II. Hypothèses de comportement

II.1 Les producteurs

On suppose que les producteurs ont un comportement économique rationnel (maximisation du profit) et qu'ils évoluent dans un marché parfaitement compétitif. Pour simplifier, on suppose un bien unique et homogène. Cependant, les producteurs peuvent être incités à modifier le potentiel « déchets » de leurs produits soit parce qu'ils sont soumis à la taxe amont, soit pour satisfaire une demande des consommateurs, ce qui correspond à une différenciation du bien unique en autant de produits qu'il y a de technologies de réduction à la source.

II.2 Les collectivités

Les collectivités ont la compétence légale de la gestion des déchets ménagers et en choisissent souverainement le financement parmi les deux instruments de financement aval à leur disposition : taxe forfaitaire ou redevance incitative.

On suppose que le coût de perception de la redevance incitative croît à un taux croissant avec la population desservie par la collectivité et que celui de la taxe forfaitaire croît à un taux constant. Il en résulte une hétérogénéité des collectivités : les petites collectivités optent pour la redevance incitative alors que les grandes optent pour la taxe forfaitaire¹³.

II.3 Les consommateurs

On suppose que les consommateurs ont un comportement d'achat rationnel (maximisation du bien-être qu'ils retirent de la consommation des produits sous contrainte du coût d'achat et de leur participation financière au service public des déchets) et qu'ils évoluent dans un marché parfaitement compétitif. Les consommateurs peuvent favoriser la réduction à la source des producteurs par leur comportement d'achat et réduire à la source leur propre émission de déchets. En tant qu'usagers du service public, les consommateurs peuvent détourner leur flux de déchets par des pratiques illégales.

II.4 Le régulateur national

Sur la base du comportement des différents acteurs, le régulateur national fixe le taux de la taxe amont afin d'assurer le bien-être social. Le bien-être social est défini comme la somme du bien-être des producteurs (les profits retirés de la vente des produits) et du bien-être des consommateurs (l'utilité tirée de la consommation des produits moins le coût d'achat des produits) diminué du coût social de gestion des déchets.

III. Effets des différents instruments

III.1 Redevance incitative

La redevance incitative est un instrument de financement aval. Elle agit en premier lieu sur les consommateurs où elle est à l'origine d'une triple incitation :

- 1° réduction à la source : les consommateurs soumis à la redevance incitative peuvent diminuer leur contribution financière individuelle en réduisant le volume ou le poids ou en améliorant le tri des déchets qu'ils présentent au service public ;
- 2° détournement de flux : les consommateurs soumis à la redevance incitative peuvent diminuer leur contribution financière en détournant du service public tout ou partie de leur émission de déchets. Ces pratiques impliquent un effort particulier des consommateurs par rapport au comportement normal (légal) d'émission des déchets vers le service public. De ce fait, le détournement de flux n'est susceptible d'apparaître que dans les collectivités ayant instauré une redevance incitative ;
- 3° modification du comportement d'achat : les consommateurs soumis à la

¹³) Cette situation correspond à la situation observable en France où, selon les données publiées par la DGCL, l'écrasante majorité des communes de plus de 5 000 hab pratique un financement forfaitaire et où la REOM (pas toujours incitative) est plutôt répandue auprès des communes de moins de 5 000 hab et, surtout, de moins de 2 000 hab. Rappelons également que les communes françaises ne subissent aucun frais ni risque de perception lorsqu'elles optent pour la taxe forfaitaire, le coût de perception étant dans ce cas l'affaire du Trésor public qui en répercute la charge sur les redevables. Par contre, contrairement à l'hypothèse faite et à ce qui est communément admis, la ville de Besançon (100 000 hab) a démontré, par la pratique, l'existence de rendements d'échelle en matière de perception de la REOM dans un contexte de propension à payer des usagers à peu près constante (risque de perception limité à moins de 5 %).

redevance incitative peuvent diminuer leur contribution financière en se portant acquéreur de produits dont le potentiel « déchets » est moins important.

La troisième incitation explique pourquoi, l'instrument de financement aval qu'est la redevance incitative, a également un effet sur la réduction à la source des producteurs. Dans la concurrence qu'ils se livrent entre eux pour s'attirer les achats des consommateurs, les producteurs auront un intérêt à répondre à la demande des consommateurs pour des produits dont le potentiel « déchets » est moindre.

III.2 Taxe forfaitaire

La taxe forfaitaire est un instrument de financement aval qui n'a aucun effet d'incitation : ni sur la réduction à la source des consommateurs, ni sur le détournement des flux, ni sur la réduction à la source des producteurs. Cette absence d'effets incitatifs est cohérent avec ses origines fiscales, la fiscalité étant uniquement préoccupée de répartir les charges du service public en fonction de la capacité économique des contributeurs¹⁴.

III.3 Taxe amont

La taxe sur les produits est un instrument de financement amont. Elle agit sur les producteurs en les incitant à mettre sur le marché des produits dont le potentiel « déchets » est moindre. De ce fait, elle oriente également le comportement d'achat des consommateurs puisque, toutes choses égales par ailleurs, les produits à moindre potentiel « déchets » seront moins chers et ils seront donc préférentiellement demandés par les consommateurs. Par cet effet prix, les consommateurs confortent l'offre de produits à moindre potentiel « déchets ». C'est là le seul effet de la taxe amont sur les consommateurs : la taxe amont n'incite pas les consommateurs à réduire à la source, ni à détourner du service public des flux de déchets.

IV. Question posée

Dans le cadre considéré, la question posée est celle de la détermination de la politique nationale amont, c'est-à-dire du niveau auquel le régulateur doit fixer le taux de la taxe amont sur le potentiel « déchets » des produits dans un contexte caractérisé à la fois par des collectivités hétérogènes du point de vue de leur choix financier (certaines optent pour la taxe forfaitaire, d'autres pour la redevance incitative) et par le détournement de flux du service public dans les collectivités ayant instauré une redevance incitative.

V. Résultats

V.1 Effet sur la réduction à la source des instruments incitatifs

Même avec une taxe amont très forte, les consommateurs ne feront aucun effort de réduction à la source si toutes les collectivités ont instauré la taxe forfaitaire. Seule la redevance incitative est capable de susciter des efforts de réduction à la source de la part des consommateurs.

Pour avoir une politique de réduction à la source pleinement efficace, il est donc nécessaire que les efforts des producteurs, au travers de la taxe amont, soient relayés en aval, par l'instauration de redevances incitatives. Taxe amont et redevance incitative sont donc complémentaires si l'on entend optimiser la politique de réduction à la source.

¹⁴) « Pour l'entretien de la force publique, et pour les dépenses d'administration, une contribution commune est indispensable : elle doit être également répartie entre tous les citoyens, en raison de leurs facultés. » (Article 13 de la Déclaration des droits de l'Homme et du citoyen du 26 août 1789).

V.2 Conséquences de l'effet prix

Une différence majeure entre la taxe amont et les instruments de financement aval est que la première augmente le prix des produits et dégrade donc le bien-être des consommateurs. Cela a un effet direct sur le choix des collectivités en matière de financement. En effet, afin de ne pas dégrader le bien-être des consommateurs, qui sont également leurs administrés, les collectivités auront tendance à préférer des politiques de financement qui diminuent le coût de la taxe amont pour les consommateurs. Compte tenu de l'assiette de la taxe amont, il est nécessaire pour cela que la consommation de biens soit moins importante et/ou que le potentiel « déchets » des produits soit plus faible. Cela conduit les collectivités qui ont adopté la redevance incitative à en augmenter le taux et un plus grand nombre de collectivités à adopter la redevance incitative. En d'autres termes, cela conduit globalement les collectivités à adopter une politique *trop incitative* et, pour certaines d'entre elles, inefficaces du point de vue financier. En effet, certaines collectivités (« les plus petites des grandes ») qui devraient, compte tenu de leur coût de perception (de leur population), adopter la taxe forfaitaire vont instaurer la redevance incitative afin de compenser l'effet prix que subissent leurs consommateurs du fait de la taxe amont.

Cet effet disparaît lorsque le produit de la taxe amont est complètement reversé aux collectivités au prorata des quantités de produits qui y sont consommées. Dans ce cas, l'effet négatif sur le prix des produits est totalement compensé par les recettes perçues par les collectivités, ces recettes diminuant en proportion la contribution financière demandée par les collectivités aux consommateurs pour la gestion des déchets. *L'affectation intégrale du produit de la taxe amont aux collectivités évite donc l'apparition d'une distorsion dans leur choix de financement.*

En d'autres termes, à l'optimum social, l'équilibre est établi entre l'ensemble des bénéfices et des coûts des produits et des déchets. Cela couvre le bien-être apporté par les produits, les coûts de production des produits, les efforts de réduction à la source des producteurs et des consommateurs et le coût social de gestion des déchets. Cependant, du point de vue des collectivités, l'équilibre comporte les mêmes éléments *plus* le coût de la taxe amont compris dans le prix payé par les consommateurs lorsqu'ils achètent les produits (cet élément n'apparaît pas au niveau social car c'est un transfert entre agents). Par conséquent, pour que le choix des collectivités soit conforme à l'optimum social, il est nécessaire que le produit de la taxe amont soit reversé aux collectivités afin d'équilibrer cet élément de coût.

V.3 Politique optimale de financement

Lorsque le produit de la taxe amont est reversé aux collectivités, la politique de financement optimale est une combinaison de taxe amont sur les produits, de redevances incitatives dans les petites collectivités et de taxes forfaitaires dans les grandes collectivités. Le taux de la taxe amont reflète le coût social marginal des grandes collectivités (celles qui n'ont pas instauré la redevance incitative) et la proportion de celles-ci. Le fait que la taxe forfaitaire fasse partie de cette combinaison efficace est lié aux hypothèses de départ : au-delà d'un certain seuil de population, les coûts de perception de la redevance incitative sont suffisamment élevés pour que la taxe forfaitaire soit efficace dans les grandes collectivités.

Dans cette combinaison, la taxe amont a deux fonctions :

- 1° elle vient compenser partiellement l'*absence complète* d'incitation à la réduction à la source des consommateurs des collectivités qui ont instauré une taxe forfaitaire ;
- 2° elle vient compenser un *déficit* d'incitation à la réduction à la source des consommateurs des collectivités qui ont instauré une redevance incitative. En effet, ces collectivités doivent modérer le taux de la redevance incitative, et donc

l'incitation à la réduction à la source, afin de limiter l'incitation au détournement des flux de déchets.

Par conséquent, tant que la proportion de collectivités ayant instauré la redevance incitative est faible, le taux de la taxe amont doit être élevé car le déficit d'incitation aval à compenser dans les collectivités ayant instauré la taxe forfaitaire sera important. Cela a une conséquence sur le taux de la redevance incitative : il est faible puisque la taxe amont est élevée et, donc, le détournement de flux restera limité.

VI. Conclusions

Les principales conclusions sont :

- 1° Dans la perspective de développer la réduction à la source, il ne faut pas opposer taxe amont sur les produits et redevance incitative. Les deux instruments sont *complémentaires*. La redevance incitative est irremplaçable car elle est le seul instrument à inciter les ménages à réduire à la source et à trier. La taxe amont n'a d'influence que sur leur comportement d'achat au travers du prix des produits. Cependant, elle est essentielle car elle vient compenser à la fois l'absence totale d'incitation à la réduction à la source dans les collectivités ayant instauré une taxe forfaitaire mais aussi l'incitation réduite de la redevance incitative dont le taux doit être modéré pour éviter le développement trop important du détournement de flux.
- 2° Pour éviter de distordre les choix des collectivités en matière de financement des déchets ménagers, il est nécessaire que le produit de la taxe amont leur soit intégralement reversé. Dans le cas contraire, les collectivités sont conduites à choisir des politiques de financement *trop incitatives, non conformes à l'optimum social*.
- 3° Dans le contexte français où les collectivités ont majoritairement adopté la taxe forfaitaire, le risque de détournement illégal de flux demeure très négligeable à condition que la politique nationale soit efficace, c'est-à-dire comporte une taxe amont à un taux élevé pour compenser le déficit d'incitation à l'aval lié à la prédominance de la taxe forfaitaire. Cette politique a pour conséquence de réduire le taux de la redevance incitative pratiquée par les collectivités pionnières et, donc, de limiter le risque de détournement illégal des flux. *Il ne faut donc pas accorder trop d'importance à la question du détournement illégal de flux tant que la redevance incitative ne concerne qu'une minorité de collectivités.*

Enfin, deux remarques doivent être faites :

- 1° Les résultats évoqués ci-dessus ne concernent que les produits pour lesquels la collectivité assure la responsabilité opérationnelle de la gestion des déchets. La taxe amont évoquée n'est qu'une traduction particulière, en termes financiers, du principe général de responsabilité élargie du producteur. Une politique de réduction à la source efficace pourrait également reposer sur d'autres instruments que la taxe amont et, notamment, sur la responsabilité opérationnelle des producteurs en matière de gestion des déchets ménagers. Dans ce cadre, la taxe amont n'aurait plus de rôle ou un rôle très différent de celui évoqué ici (incitation à la mise en place de dispositifs gérés par les producteurs comme dans l'amendement COUNA, etc.).
- 2° Une contradiction peut surgir entre l'efficacité financière (couverture des coûts du service) de la redevance incitative et son efficacité économique (réduction à la source). Une redevance incitative dont l'assiette serait totalement proportionnelle à la production individuelle de déchets ne peut être à la fois efficace et couvrir le

coût du service. Cette contradiction est résolue à partir du moment où le tarif est binomial avec une partie variable incitative et une partie fixe assurant l'équilibre budgétaire du service. Une autre modalité de résolution de ce problème serait de combiner redevance incitative intégralement proportionnelle et financement du solde par le budget général des collectivités, ce qui est interdit par le statut de service public local à caractère industriel et commercial (SPIC).

ANNEXE 2 Note de synthèse d'une analyse coûts-avantages du recyclage des déchets d'emballages

DIRECTION DES ETUDES ECONOMIQUES
ET DE L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE

SOUS-DIRECTION DES POLITIQUES ENVIRONNEMENTALES
BUREAU DES RESSOURCES ET SERVICES LOCAUX

Paris, le 2 avril 2004

affaire suivie par : Olivier ARNOLD
tél. : 01 42 19 25 44
fax : 01 42 19 17 54
mél : olivier.arnold@environnement.gouv.fr

objet : **note de synthèse de : « Evaluation of costs and benefits for the achievement of reuse and recycling targets for the different packaging materials in the frame of the packaging and packaging waste directive 94/62/EC », RDC Environment et PIRA International pour la Commission Européenne (mars 2003).**

réf.: D4E-B3-04-055/OA

PJ:

En préalable à la fixation de nouveaux objectifs de recyclage des déchets d'emballages, la Commission Européenne a fait réaliser une étude d'analyse coûts-avantages pour déterminer les taux de recyclage optimaux.

L'analyse se focalise sur le recyclage et prend comme une donnée la répartition des modes de traitement alternatifs (incinération ou décharge). Différents scénarii sont définis : collecte sélective en porte-à-porte, en apport volontaire ou aucune collecte sélective. Le coût social de chacun d'entre eux est calculé. Les coûts environnementaux sont issus essentiellement d'études précédentes. A chacun des scénarii est affecté un taux de recyclage « atteignable ». Ce dernier est égal, pour les déchets d'emballages ménagers, au taux atteint actuellement dans des systèmes optimisés correspondants à chaque scénario. Le scénario optimal est déterminé en fonction de la densité de population et du mode de traitement alternatif. La répartition de ces deux paramètres dans chacun des Etats membres permet alors de déterminer le taux de recyclage optimal par type de déchet d'emballage et par Etat membre.

Les résultats montrent que la poursuite de l'effort général en faveur du recyclage des déchets d'emballages se justifie du point de vue des coûts sociaux. Des disparités importantes existent néanmoins entre Etats membres (en particulier pour les déchets d'emballages ménagers) et entre matériaux. Ainsi, le recyclage du papier/carton, de l'acier, du bois et du verre doit être porté à un niveau élevé, au delà de 50 %. A l'inverse, le recyclage du plastique et de l'aluminium ne se justifie pas au-delà d'un tiers environ. Le recyclage des déchets d'emballages industriels doit être porté à un niveau supérieur à celui des déchets d'emballages ménagers, et ce pour tous les matériaux excepté le verre. L'analyse de sensibilité révèle que les coûts internes sont un paramètre déterminant pour les résultats. Les fortes incertitudes sur les coûts externes ne fragilisent les résultats que pour certains types de déchets. Une analyse coûts-avantages de la réutilisation des emballages de boisson montre que celle-ci n'est en général pas justifiée.

Même si les résultats généraux apparaissent fiables, les résultats détaillés doivent être considérés avec prudence, compte tenu de certaines difficultés ou limites du travail réalisé (définition des taux « atteignables », conduite d'ACV complètes pour certains déchets seulement, qualité des données utilisées...).

1. Contexte et objectifs de l'étude

Dans le cadre de la préparation de la directive fixant les nouveaux objectifs, à l'horizon 2006, de valorisation des déchets d'emballages dans l'Union Européenne, la Commission a souhaité se fonder sur des analyses coûts-avantages. C'est dans ce but que cette étude a été commanditée.

Plus précisément, cette étude, réalisée par *RDC Environment* et *PIRA International*, poursuivait un triple objectif :

- évaluer l'atteinte des précédents objectifs (au 30 juin 2001) par les différents états membres ;
- déterminer quels seraient les objectifs de recyclage optimaux, sur la base d'une analyse coûts-avantages de la gestion des déchets d'emballages ;
- étudier la pertinence d'éventuels objectifs de réutilisation pour les emballages de boisson.

2. Evaluation de l'atteinte des objectifs 2001

L'étude, réalisée avant la disponibilité des données 2001, n'a pas pu se prononcer définitivement sur l'atteinte des objectifs. Elle constate néanmoins, que dès 1998, la plupart des Etats membres avaient déjà atteint les taux minima de recyclage. Pour les objectifs par matériaux, seul le plastique risque de poser des difficultés dans certains Etats membres.

Les auteurs ont identifié, pour chacun des matériaux, les facteurs critiques freinant le développement du recyclage (cf. tableau 1).

Tableau 1 : facteurs critiques limitant le recyclage (et la réutilisation) et « prétextes » ne justifiant pas une telle limitation.

		Verre	Plastique	Papier / carton	Métal	Composites
Difficultés pour le recyclage	capacités de recyclage	X		(X)		
	débouchés / prix de marché	X	X			
	contamination	X	X	X	(X)	
	équilibre offre-demande	X		X		
	quantités insuffisantes		X		(X)	X
	nombre limité de cycles de recyclage			X		
	nature des déchets		X	X	X	X
	coûts de recyclage		X			
« Prétextes » ne justifiant pas de limiter le recyclage	bruit	X				
	blessures	X				
	maintenance insuffisante	X				
	participation des détenteurs de déchets	X	X	X	X	X
	couleur, odeur		X			
	réticence à l'utilisation de matière recyclée		X			

3. Analyse coûts-avantages du recyclage des déchets d'emballages

3.1. Méthodologie

Le champ de l'étude commence au stade de l'abandon de l'emballage par le dernier détenteur. Les stades amonts (sélection des matériaux au stade de la production par exemple) n'entrent pas dans le périmètre de l'analyse coûts-avantages.

De même, les capacités de recyclage sont considérées, par hypothèse, comme étant suffisantes. L'étude se place clairement dans un système en régime de croisière et ne se pose pas les questions liées à la montée en puissance des filières de recyclage.

3.1.1. Déchets d'emballages ménagers

La première étape consiste à déterminer le coût social (coûts de gestion + coûts externes) de 12 scénarii de gestion des déchets d'emballages ménagers. Ces scénarii sont définis par combinaison des paramètres suivants :

- la densité de population (supérieure ou inférieure à 200 habitants/km²) ;
- le mode de traitement alternatif (incinération ou mise en décharge) ;
- le mode de collecte sélective (aucune, porte-à-porte ou apport volontaire).

Le coût social de ces différents scénarii est calculé grâce à une analyse de cycle de vie, et ce pour une sélection de déchets d'emballages ménagers :

- bouteilles en PET ;
- plastiques mélangés ;
- acier ;
- aluminium rigide et semi-rigide ;
- aluminium souple ;
- papiers/cartons ;
- briques pour liquides alimentaires ;
- bouteilles de boissons en verre.

Tableau 2 : taux de recyclage atteignables pour les déchets d'emballages ménagers¹⁵.

Taux de recyclages atteignables		Densité élevée		Densité faible	
		Porte-à-porte	Apport volontaire	Porte-à-porte	Apport volontaire
Plastique	bouteilles PET	59%-69%	22%-32%	70%-80%	35%-45%
	films LDPE	20%-25%	20%-25%	20%-25%	20%-25%
	bouteilles HDPE	48%-58%	17%-27%	57%-67%	28%-38%
	mélange – recyclage mécanique	5%-10%		5%-10%	
	mélange – valorisation en hauts fourneaux	60%-80%		60%-80%	
Acier		40%-60%	15%-21%	40%-60%	15%-21%
Aluminium	canettes	45%-55%	31%-41%	45%-55%	31%-41%
	autres emballages rigides ou semi-rigides	6%-16%	3%-8%	7%-17%	3%-10%
	emballages souples	0%	0%	0%	0%
Bois		0%	0%	0%	0%
Carton		55%-65%	19%-29%	61%-71%	25%-35%
Composites	briques pour liquides alimentaires	55%-65%	24%-34%	55%-65%	24%-34%
	à dominante de plastiques	20%-25%	20%-25%	20%-25%	20%-25%
	à dominante de carton	20%-25%	20%-25%	20%-25%	20%-25%
	à dominante d'aluminium	20%-25%	20%-25%	20%-25%	20%-25%
Verre			42%-91%		73%-83%
Autres		0%	0%	0%	0%

Le taux de recyclage pris en compte pour le calcul du coût de chacun des scénarii est le taux « atteignable » (cf. tableau 2). Pour les emballages ménagers, ce taux atteignable est celui qui existe aujourd'hui dans les systèmes optimisés (i.e. en régime de croisière avec une organisation des schémas de collectes et une communication efficaces). Le tableau 2 reprend le constat selon lequel la performance de tri est meilleure en milieu rural qu'en milieu urbain¹⁶.

Dans un deuxième temps, pour chaque densité de population et chaque mode de traitement alternatif, est retenu le scénario de collecte sélective présentant le coût social (net des bénéfices) le plus faible. C'est cette étape qui constitue la véritable analyse coûts-avantages. Se plaçant d'emblée dans un régime de croisière, les auteurs comparent des coûts nets annuels et non des coûts nets totaux actualisés.

Dans un troisième temps, les fourchettes optimales de taux de recyclage sont déterminées pour chaque type de déchets d'emballages et chacun des Etats membres. Les taux « atteignables » des quatre scénarii

¹⁵ Ces données ont été obtenues par entretien auprès de responsables des systèmes actuels et par analyse des rapports annuels des différents éco-organismes.

¹⁶ On retrouve également ce constat dans l'étude ADEME – AMF : *Analyse des coûts de gestion des déchets municipaux* (1998).

retenus dans la deuxième phase sont combinés en fonction de la répartition en termes de densité de population et de mode de traitement alternatif (cf. tableau 3). La prise en compte de la composition des déchets d'emballages ménagers permet d'obtenir les fourchettes optimales de taux de recyclage globales pour tous les déchets d'emballages.

Tableau 3 : caractéristiques des Etats membres en termes de densité de population et de mode de traitement alternatif.

Densité de population	< 200 hab. / km ²		> 200 hab. / km ²	
	décharge	incinération	décharge	incinération
Autriche	47 %	0 %	37 %	16 %
Belgique	7 %	7 %	43 %	43 %
Danemark	0 %	66 %	0 %	34 %
Finlande	58 %	0 %	40 %	2 %
France	22 %	8 %	32 %	39 %
Allemagne	16 %	10 %	44 %	30 %
Grèce	41 %	0 %	59 %	0 %
Irlande	49 %	2 %	48 %	1 %
Italie	26 %	2 %	66 %	6 %
Luxembourg	10 %	24 %	20 %	46 %
Pays-Bas	6 %	6 %	44 %	44 %
Portugal	36 %	4 %	55 %	5 %
Espagne	51 %	4 %	42 %	3 %
Suède	26 %	47 %	9 %	18 %
Royaume-Uni	15 %	1 %	78 %	6 %

3.1.2. Déchets d'emballages industriels

L'analyse coûts-avantages est réalisée pour les types d'emballages industriels suivants :

- films plastiques LDPE ;
- carton ondulé.

La première étape consiste à calculer le coût social de trois scénarii :

1. collecte sélective et recyclage ;
2. pas de collecte sélective et incinération ;
3. pas de collecte sélective et mise en décharge.

Le coût social unitaire augmente avec la quantité de déchets industriels produits par l'entreprise¹⁷. Ainsi, pour chaque type de déchets d'emballages, une quantité d'équilibre est définie, pour laquelle le coût du scénario 1 est égal au coût du moins cher des scénarii 2 et 3.

La deuxième étape consiste à déterminer la part de déchets d'emballages générés par les entreprises produisant davantage de déchets que la quantité d'équilibre, c'est-à-dire la part de déchets d'emballages qu'il est optimum de collecter sélectivement.

Enfin, la troisième étape permet de calculer le taux de recyclage optimal qui est égal à la part de déchets d'emballages qu'il est optimum de collecter sélectivement multiplié par le taux de recyclage « atteignable » (cf. tableau 4). Celui-ci est déterminé en fonction des possibilités techniques de recyclage (compte tenu de la part de déchets contaminés ou ayant contenu des produits dangereux...).

¹⁷ Les coûts unitaires de collecte sont plus élevés pour les petits gisements.

Tableau 4 : taux de recyclage atteignables pour les déchets d'emballages industriels.

		Taux atteignables
Plastique	films de palettisation	55%-75%
	autres	21%-41%
	total	36%-56%
Bois		50%-70%
Acier		80%-90%
Carton ondulé		64%-80%
Verre		50%-83%
Autres		0%

3.2. Evaluation des coûts externes

Une analyse de cycle de vie (ACV) a été conduite pour déterminer les impacts environnementaux dans les différents domaines listés dans le tableau 5. La monétarisation de ces impacts a ensuite été réalisée sur la base de différents rapports et études préexistants. En effet, aucune étude approfondie de monétarisation n'a été conduite dans le cadre de ce projet.

Cette méthode a nécessité, dans certains cas, de définir les catégories d'impacts en fonction des possibilités existantes de monétarisation plutôt qu'en fonction des résultats directs de l'ACV.

Les sources de monétarisation utilisées proviennent essentiellement d'études réalisées dans le domaine des transport (Kageson, 1993 ; Brossier, 1996 ; Dorland et al, 2000) et du changement climatique (Climate Change 1995 ; Tol & Downing, 2000). Pour certains impacts, l'absence de données a nécessité une estimation, souvent très approximative, réalisée directement par RDC et PIRA (cf. tableau 5).

L'étude considère également les bénéfices liés à la création d'emploi. Pour chaque scénario, l'emploi correspondant est calculé. La valeur monétaire d'un équivalent temps plein a été fixée à 2 945 €/an, ce qui correspond aux réductions de charges sociales accordées pour les nouvelles embauches en Belgique. Cette monétarisation de l'emploi n'est prise en compte que dans le cadre de l'analyse de sensibilité.

Tableau 5 : impacts environnementaux, sources de données utilisées pour leur monétarisation et coûts externes correspondants.

Impacts environnementaux	Unités de référence	Sources de données de monétarisation	Coûts par unité de référence
Effet de serre	kg CO ₂	modèle FUND II (Tol & Downing, 2000)	0,01344 €
Couche d'ozone	kg CFC 11	estimation RDC et PIRA (coût total estimé / émissions totales)	0,68 €
Substances cancérigènes émises dans l'atmosphère	kg Cadmium	moyenne de la fourchette (de 1 à 6) donnée par Dorland et al, 2000	22 €
Métaux lourds	kg Plomb	estimation RDC et PIRA : coût total estimé (3,1 M€ * nb de décès UK en 1987) / émissions totales UK (1988)	62 €
Gaz non cancérigènes	kg SO ₂	?	1 €
Emissions de particules	kg PM10	Dorland et al, 2000	24 €
Smog	kg Ethylène	Dorland et al, 2000	0,73 €
Acidification (cultures, forêts, lacs)	kg H ⁺	Dorland et al, 2000 EC 1995 (?)	8,73 €
Dommages aux constructions	kg poussière	Newby et al, 1991 repris par Dorland et al, 2000 (calcul de Pieter van Beukering = émissions UK totales / marché UK de la restauration de bâtiments suite à pollution)	0,66 €
Fertilisation	kg NO _x	Pieter van Beukering	- 0,7 €
Accidents de la circulation (uniquement les décès)	véhicule.km	6,7 décès par Md de véhicule.km * 2,5 M€ par décès	0,017 €
Congestion	véhicule.km	Brossier, 1996	0,086 €
Bruit lié à la circulation	véhicule.km	Kageson, 1993	0,003 €
Eutrophisation	kg Phosphore	Gren et al, 1996	4,7 €
Nuisances des décharges	kg déchets	Brisson & Pearce, 1995 (prix hédonistes, évaluation contingente)	0,037 €

3.3. Résultats

De manière générale, l'analyse coûts-avantages montre que la collecte sélective au porte-à-porte des déchets d'emballages ménagers est socialement préférable au traitement (par incinération ou mise en décharge) en mélange avec les ordures ménagères. Les plastiques mélangés et les briques pour liquides alimentaires échappent à cette règle et ne doivent faire l'objet d'aucune collecte sélective. C'est également le cas pour certains métaux lorsqu'ils sont récupérés dans les mâchefers. Pour le verre, la collecte sélective est optimale si elle se fait par apport volontaire.

Des considérations techniques ont amené les auteurs à adapter leurs préconisations concernant la collecte sélective des métaux. En effet, les ménages ne font pas la distinction entre acier et aluminium, ce qui n'autorise pas la mise en place de dispositifs de collecte différents.

Concernant les emballages industriels, la collecte sélective des films LDPE (respectivement du carton ondulé) est préférable pour toutes les entreprises produisant plus de 10 kg de films par an (respectivement 5,5 t de carton).

Tableau 6 : préconisations de collecte sélective des déchets d'emballages ménagers (porte-à-porte, apport volontaire ou aucune), sur la base de l'analyse coûts-avantages et de considérations techniques (pour les métaux).

Densité de population	< 200 hab. / km ²		> 200 hab. / km ²	
Mode de traitement alternatif	décharge	incinération	décharge	incinération
Bouteilles PET	porte-à-porte	apport volontaire	porte-à-porte	porte-à-porte
Acier	porte-à-porte ou apport volontaire	pas de collecte sélective	porte-à-porte	pas de collecte sélective
Aluminium rigide et semi-rigide	porte-à-porte ou apport volontaire	pas de collecte sélective	porte-à-porte	pas de collecte sélective
Papier / carton	porte-à-porte	porte-à-porte	porte-à-porte	porte-à-porte
Briques pour liquides	pas de collecte sélective	pas de collecte sélective	pas de collecte sélective	pas de collecte sélective
Plastiques mélangés	pas de collecte sélective	pas de collecte sélective	pas de collecte sélective	pas de collecte sélective
Verre	apport volontaire	apport volontaire	apport volontaire	apport volontaire

Le tableau 7 présente les taux de recyclage optimaux par matériau. Le tableau 8 présente les fourchettes optimales de taux de recyclage pour chaque type de déchets d'emballages et chacun des Etats membres.

Tableau 7 : taux de recyclage optimaux par matériau.

Matériaux	Taux de recyclage optimaux
Plastique	28 % – 38 %
Acier	60 % – 75 %
Aluminium	25 % – 31 %
Bois	47 % – 65 %
Papiers/cartons	60 % – 74 %
Verre	53 % – 87 %
Composites	0 %

De manière générale, les résultats de l'analyse coûts-avantages montrent que la poursuite de l'effort en faveur de recyclage des déchets d'emballages est justifié du point de vue des coûts sociaux.

De manière plus détaillée, les remarques suivantes peuvent être faites :

- Le taux de recyclage optimal global varie fortement entre les différents Etats membres.
- Les différences entre pays sont plus importantes pour le secteur ménager, ce qui reflète les différences dans les caractéristiques présentées par le tableau 3.
- Le taux de recyclage optimal des déchets d'emballages industriels est supérieur à celui des déchets d'emballages ménagers, et ce pour tous les matériaux excepté le verre.
- Le papier/carton, l'acier, le bois et le verre sont les matériaux dont le recyclage doit être porté à un niveau élevé. A l'inverse, le recyclage du plastique et de l'aluminium ne se justifie pas au-delà d'un tiers environ.

Tableau 8 : taux de recyclage optimaux par type de déchets d'emballages et par Etat membre.

	Autriche	Belgique	Danemark	Finlande	France	Allemagne	Grèce	Irlande	Italie	Luxembourg	Pays-Bas	Portugal	Espagne	Suède	Royaume-Uni	UE
Plastique	44-63	35-54	35-54	35-54	32-51	35-54	27-46	29-48	35-53	40-60	32-51	54-71	30-49	35-55	35-54	34-53
<i>dont films LDPE</i>	53-71	52-71	53-71	55-73	53-72	53-72	54-72	54-69	52-72	50-100	53-72	54-71	53-71	53-68	53-72	53-72
<i>autres</i>	20-40	20-39	21-40	19-38	20-39	20-39	21-39	21-38	20-39	33-33	20-39	-	20-39	19-38	20-39	20-39
Bois	48-67	48-67	48-67	-	48-67	47-66	47-65	-	47-66	44-67	47-66	43-71	48-67	-	47-67	48-67
Acier	75-75	77-86	73-82	72-83	76-85	76-85	76-85	80-80	76-86	67-67	76-86	75-85	77-86	75-85	76-86	76-86
Carton	61-76	61-76	61-76	61-76	61-76	61-76	61-76	61-76	61-76	63-79	61-76	60-76	61-76	61-76	61-76	61-76
Verre	47-78	50-75	-	50-67	47-79	48-78	47-79	48-79	47-78	-	48-78	45-77	-	47-78	47-79	48-79
Autres	-	0	-	-	-	-	0	0	-	0	-	0	0	-	0	0
Total déchets d'emballages industriels	56-74	54-70	54-70	57-73	53-72	56-72	53-70	50-67	54-71	54-70	55-71	57-75	50-66	59-76	56-72	54-71
Plastique	22-27	21-25	13-17	30-35	22-26	21-25	14-17	10-12	28-33	14-29	37-32	36-42	27-31	20-24	22-26	23-28
<i>dont bouteilles PET</i>	65-75	59-68	40-60	67-67	59-69	58-68	63-71	64-73	61-71	50-50	58-69	62-72	64-74	53-63	60-70	59-69
<i>films LDPE</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>bouteilles HDPE</i>	54-62	44-56	35-47	53-60	48-58	47-57	52-62	56-67	50-60	0	47-57	51-60	52-62	41-50	49-58	48-58
<i>autres</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acier	35-62	59-70	81-81	29-64	53-69	52-68	30-60	29-62	37-62	50-100	59-71	35-62	30-61	67-78	44-64	46-66
Aluminium	22-33	21-21	29-29	0-50	22-28	18-21	29-43	12-25	18-26	0	29-29	14-21	22-34	67-67	28-34	25-31
Bois	-	-	0	-	0	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	0
Carton	58-67	56-66	59-69	56-67	57-67	57-67	58-68	58-68	57-67	64-73	56-66	58-67	58-68	59-69	56-66	57-67
Briques pour liquides alimentaires	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Composites à dominante de plastiques	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
Composites à dominante de carton	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
Composites à dominante d'aluminium	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Verre	57-87	46-90	62-86	60-86	51-89	50-89	54-88	58-86	51-89	53-88	46-90	54-88	59-87	65-86	47-90	54-88
Autres	-	-	-	-	-	0	-	0	-	-	-	-	0	-	-	0
Total déchets d'emballages ménagers	42-60	42-65	53-66	35-48	45-68	45-71	39-52	27-38	44-65	46-66	44-64	46-64	47-65	44-54	39-64	45-65
Total tous déchets d'emballages	49-67	48-67	53-68	48-63	50-70	51-72	46-61	40-54	49-68	50-68	51-68	47-65	49-65	52-66	49-69	50-68

- : non pertinent (gisement inexistant)

3.4. Analyses de sensibilité

La sensibilité des résultats aux paramètres suivants a été testée :

- coûts externes ;
- coûts internes (+/- 20 %) ;
- prise en compte de l'emploi ;
- mode de valorisation énergétique de l'incinération (cogénération ou valorisation électrique) ;
- production électrique substituée (moyenne européenne ou charbon) ;
- distances de transport.

Pour les déchets d'emballages ménagers, le tableau 9 montre que les résultats les plus robustes concernent le verre, les papiers/cartons et les cannettes en aluminium. Les coûts internes apparaissent comme le paramètre le plus déterminant pour les résultats de l'analyse coûts-avantages. A l'inverse, le mode de valorisation énergétique et la production électrique substituée n'ont quasiment aucune influence sur les résultats.

Pour les déchets d'emballages industriels, les résultats sont tous très robustes.

Tableau 9 : niveau de sensibilité des résultats aux différents paramètres testés pour les différents types de déchets d'emballages.

	Emballages ménagers							Emballages industriels	
	Bouteilles PET	Emballages en acier	Cannettes en aluminium	Autres emballages en aluminium	Papiers/cartons	Briques pour liquides alimentaires	Verre	Carton ondulé	Films plastiques LDPE
coûts externes	++	+	+	0	0	0	0	0	0
coûts internes	++	++	+	++	+	++	0	0	0
prise en compte de l'emploi	+	++	0	0	0	0	0	0	0
mode de valorisation énergétique	0	0	0	0	0	0	0	0	0
production électrique substituée	+	0	0	0	0	0	0	0	0
distances de transport	+	++	0	0	+	0	0	0	0

++ : les scénarii optimaux sont modifiés pour quasiment toutes les configurations.

+ : les scénarii optimaux sont modifiés pour certaines configurations.

0 : les scénarii optimaux sont inchangés pour quasiment toutes les configurations.

4. Pertinence d'objectifs de réutilisation des emballages de boisson

Cette partie de l'étude utilise la méthode de l'analyse coûts-avantages pour déterminer quel système d'emballage est socialement optimal pour fournir une certaine quantité de boisson. Les scénarii étudiés sont les suivants :

- bouteille en verre 1 l non réutilisable avec un taux de recyclage de 91 % ;
- bouteille en verre 1 l non réutilisable avec un taux de recyclage de 42 % ;
- bouteille en verre 1 l réutilisable 5 fois ;
- bouteille en verre 1 l réutilisable 20 fois ;
- bouteille en PET 1,5 l non réutilisable avec un taux de recyclage de 80 % ;
- bouteille en PET 1,5 l non réutilisable avec un taux de recyclage de 20 % ;

- bouteille en PET 1,5 l réutilisable 5 fois ;
- bouteille en PET 1,5 l réutilisable 20 fois.

L'influence de la distance parcourue pour collecter les emballages réutilisables a également été analysée. Les résultats montrent que :

- la bouteille PET non réutilisable est la solution optimale ;
- les bouteilles PET (réutilisables ou non) sont préférables aux bouteilles en verre ;
- le verre non réutilisable devient équivalent au PET réutilisable aux très longues distances ;
- le verre non réutilisable devient préférable au verre réutilisable au-delà de 250-300 km.

Ces conclusions restent fragiles et dépendantes de paramètres individuels. Les auteurs estiment néanmoins qu'un encouragement généralisé aux emballages réutilisables est socialement injustifié.

5. Commentaires

Cette étude est une des rares à avoir l'ambition de réaliser une véritable analyse coûts-avantages dans le domaine des déchets. Elle en utilise la méthode : définition de scénarii et comparaison de leur coût social. Pourtant, une analyse coûts-avantages « idéale » du recyclage des déchets d'emballages consisterait en le calcul du coût social pour différents taux de recyclage. Mais cela supposerait de connaître le coût de recyclage de chaque tonne de déchets d'emballages produits, étant donné ses caractéristiques (plus ou moins souillée, plus ou moins mélangée...). Pour contourner cette difficulté, les auteurs ont utilisé la notion de taux « atteignable », ce qui est une façon de s'affranchir de l'hétérogénéité de la recyclabilité des déchets produits et du niveau d'effort de tri des usagers. L'analyse coûts-avantages s'est donc limitée à déterminer, par type de zone, si la collecte sélective doit être effectuée, et si oui de quelle façon (porte-à-porte ou apport volontaire). Le niveau de collecte sélective n'a pas été un paramètre de l'analyse coûts-avantages.

Néanmoins, l'examen détaillé de l'étude révèle d'autres difficultés auxquelles se heurte ce type d'exercice et qui en fragilisent les résultats. Dans le cas présent, les principales limites sont les suivantes :

- La détermination du taux de recyclage optimum s'appuie sur des taux « atteignables ». Ces derniers interviennent à deux niveaux : dans le calcul du coût social des scénarii et pour le calcul du taux optimal de recyclage à partir de la répartition optimale des modes de collecte sélective (aucune, porte-à-porte ou apport volontaire). Pourtant, aucune analyse de sensibilité n'a été réalisée pour tester la robustesse des résultats par rapport à ces données.
- L'analyse coûts-avantages se fonde sur des analyses de cycle de vie (ACV) qui ne peuvent être menées que sur des produits bien identifiés et homogènes. c'est ce qui explique que les auteurs ont dû sélectionner un certain nombre de déchets d'emballages (non exhaustifs). Le rapport n'indique pas de quelle manière ces études de cas ont été généralisées.
- La qualité des données disponibles empêche de donner beaucoup de crédit à certains résultats de détail. Par exemple, les données utilisées indiquent que les plastiques « autres » (dont le recyclage n'est jamais souhaitable) représentent 3 % du gisement de plastiques au Portugal et les trois-quarts en Irlande, ce qui laisse à penser que cette catégorie est interprétée différemment selon les pays. Cela conduit mathématiquement à une fourchette optimale de recyclage des plastiques ménagers de 36 % - 42 % au Portugal et 10 % - 12 % en Irlande. Ce type de difficulté est gommé si l'on se place au niveau européen.
- Le manque de données de monétarisation des externalités a conduit les auteurs à réaliser eux-mêmes certaines estimations de façon très grossière. Les coûts externes sont donc sujet à une incertitude importante. L'analyse de sensibilité montre néanmoins que cette incertitude ne fragilise les résultats que pour certains types de déchets.
- L'analyse réalisée prend comme une donnée la répartition actuelle incinération / décharge. Il s'agit donc d'une approche de second rang de la gestion des déchets d'emballages.
- Le calcul des coûts de gestion des scénarii a été réalisé indépendamment les uns des autres, c'est-à-dire sans tenir compte des effets croisés. Ainsi, le coût de collecte sélective d'une tonne de bouteilles PET n'est pas le même si on collecte uniquement les bouteilles PET ou plusieurs types de déchets d'emballages.