



**HAL**  
open science

## Systemes d'echanges de droits : applications possibles au recyclage des dechets d'emballages en Europe

Gérard Bertolini

### ► To cite this version:

Gérard Bertolini. Systemes d'echanges de droits : applications possibles au recyclage des dechets d'emballages en Europe. Environnement, Ingénierie & Développement, 2005, N°39 - 3ème Trimestre 2005, pp.15-24. 10.4267/dechets-sciences-techniques.1977 . hal-03175744

HAL Id: hal-03175744

<https://hal.science/hal-03175744v1>

Submitted on 21 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

# Systèmes d'échanges de droits : applications possibles au recyclage des déchets d'emballages en Europe

Gérard BERTOLINI, économiste, directeur de recherche au CNRS, Laboratoire d'analyse des systèmes de santé (LASS), Université Claude Bernard – LYON I

Le principe des systèmes d'échanges de permis, quotas, crédits ou droits, transférables et négociables entre les parties, y compris sur un marché (en anglais : *trading*), est rappelé, ainsi que ses principales applications, son intérêt et ses limites : d'une façon générale, efficacité économique (pour atteindre un objectif aux moindres coûts), mais limites relatives à l'équité (en premier lieu de l'allocation initiale) et aux coûts d'administration et de transaction.

Le contenu de la directive européenne du 20 décembre 1994 sur les emballages et déchets d'emballages ainsi que de la nouvelle directive du 11 février 2004, notamment en ce qui concerne les objectifs chiffrés de recyclage et de récupération (ou valorisation), sont également rappelés.

Pour les déchets d'emballages, l'intérêt, les modalités et les limites ou inconvénients d'un système d'échanges, à plusieurs niveaux d'applications possibles, et comportant plusieurs volets, sont alors examinés :

- \* échanges entre Etats membres de l'Union européenne, suivant un système de libre négociation entre Etats (ou bien un système de *bonus-malus* géré par l'Union) ;
- \* échanges entre emballages ménagers et emballages industriels ou commerciaux, dans un même pays, en fixant des sous-objectifs identiques ou différents suivant les deux catégories ;
- \* échanges entre matériaux d'emballages, en fixant là encore des sous-objectifs identiques ou différents suivant les matériaux ;
- \* canalisation de la responsabilité ou responsabilité partagée entre les maillons des filières de recyclage ; applications à des filières de matériaux et de produits ; cas du Royaume-Uni ;
- \* autres échanges envisageables, au regard de l'objectif général d'un haut niveau de protection de l'environnement, en imaginant des décloisonnements vis-à-vis d'autres produits en fin de vie visés par d'autres directives européennes.

Suivant les niveaux ou types d'applications, le diagnostic (ou le pronostic) est variable. Il dépend également des règles plus précises qui sont fixées et des modalités d'application.

En conclusion, à l'issue de ce tour d'horizon, il apparaît que les systèmes d'échanges de droits ne constituent pas « la panacée universelle », mais certaines applications dans le domaine de l'emballage pourraient s'avérer intéressantes.

## Mots-clefs

échange de droits (*trading*) – déchet – emballage – recyclage – Union européenne

At first the concept of trading is reminded : principle, fields of application, interest – notably economic efficiency (that is to say cost minimization to reach an objective) – and limits, which deal with equity, administration, monitoring and transaction costs. The content of the European Union (EU) directive of the 20<sup>th</sup> of December 1994 on packaging and packaging wastes is reminded, in particular its quantitative objectives for recovery and recycling ; moreover in 2004 a new directive has set more ambitious objectives.

Towards these objectives, tradings may be applied at different levels and between various categories of packagings, materials, "agents" and products chains :

- \* trading between the EU states members, with free negotiation or with a system which is managed by a EU authority ;
- \* trading within a country between households packaging and commercial or industrial packaging, with the same or different objectives for the two categories ;
- \* trading between the packaging materials, with the same or different objectives for the materials ;
- \* moreover the packaging chain concerns different categories of "agents" : producers of materials, manufacturers of packaging, packers or fillers, distributors, retailers and consumers ; in some countries the responsibility is put on a category of agents, whilst in other countries it is a "shared" responsibility ; and the chains concern categories of materials or products ; the – complex – case of trading in the United Kingdom is evoked ;
- \* Moreover towards the aim of (a high level of) environmental protection, the scope may be enlarged to other possible tradings by considering the objectives of other EU directives : on batteries, waste electrical and electronic equipment, end-of-life vehicles, and so on.

The interest and the limits of trading depend on the level, the "matter" and the mode of enforcement.

As general conclusion, trading is not of course "the panacea", but some applications to packaging wastes (and other types of wastes) are possible and may be interesting ; their opportunity would be considered further. Another general topic is concerning the place to bring to economic instruments ; the answer is partly related to "political culture".

A major and more general limit lies in the assessment of the environmental impacts from cradle to grave (in the frame of Life Cycle Assessment).

## INTRODUCTION (rappels)

Le *trading* est un système dans lequel les permis, quotas, crédits ou droits attribués sont transférables, échangeables, négociables, ce qui ouvre la voie à des transactions marchandes entre les titulaires, voire à de véritables marchés (y compris boursiers) si le nombre de participants est assez élevé.

Venu des Etats-Unis (pays très attaché à l'économie de marché), il a d'abord été appliqué principalement à l'exploitation de ressources (minières, pétrolières, etc.). Dans le domaine environnemental, il a ensuite été utilisé aux Etats-Unis, dans les années 1990 (suite au *Clean Air Act*), aux émissions de dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>) par les centrales électriques. Au plan international, il a été proposé pour les émissions de gaz à effet de serre, suite au protocole de Kyoto signé en décembre 1997. Les Etats-Unis ne l'ont pas signé. Toutefois, la Russie l'a ratifié courant 2004, ce qui a permis d'atteindre le *quorum* requis pour son application.

De plus, une directive européenne du 13 octobre 2003 établit un système d'échange de quotas d'émissions de gaz à effet de serre au sein de l'Union européenne, ainsi qu'avec des pays en développement. Des critères d'allocation des quotas sont fixés et les certificats de réduction des émissions seront échangeables, y compris entre Etats (vente par un Etat qui a dépassé l'objectif fixé à un autre qui en l'a pas atteint). Ce système devrait entrer en fonction courant 2005.

D'une façon générale, l'intérêt ou l'avantage de tels systèmes réside dans la flexibilité introduite, qui permet de répondre au critère d'efficacité économique, c'est-à-dire d'atteindre un objectif au moindre coût. Cependant, ces systèmes font l'objet de diverses critiques, présentent des inconvénients ou des limites. Une critique majeure est relative aux attributions initiales de droits, qui peuvent contredire des principes d'équité. De plus, dans le domaine de l'environnement, n'attribue-t-on pas, par cette voie, des « droits à polluer » ? Toutefois, la fixation de normes sous forme de maximum de rejets (à ne pas dépasser) équivaut implicitement à le faire. Une autre limite résulte des coûts de négociation et de transaction, ainsi que de contrôle. Les avantages et inconvénients ou limites doivent en outre être comparés à ceux résultant de l'utilisation d'autres instruments, notamment économiques, en particulier des taxes ou des redevances : les « taxes (écotaxes) » peuvent en réalité alimenter le budget général de l'Etat ou un fonds spécifique « dédié ». Dans le premier cas, elles peuvent avoir seulement un effet dissuasif (si le taux est élevé). Dans le second cas comme les redevances (par exemple, en France, les redevances aux agences de l'eau), elles alimentent un fonds redistributif, se traduisant par des aides à caractère incitatif. En outre, il peut s'agir de « redevances de non-conformité » vis-à-vis d'obligations réglementaires. Par rapport à un système d'échanges, les avantages respectifs ainsi que les inconvénients ou limites (en premier lieu la faisabilité) sont variables. Il convient donc de préciser le champ d'application et les modalités.

Les applications proposées seront relatives à la directive européenne du 20 décembre 1994 sur les emballages et déchets d'emballages (adoptée suite à de longues discussions et d'après négociations, en raison d'un fort lobbying industriel

et de positions différentes des Etats membres), ainsi qu'à la nouvelle directive de 2004 à ce sujet.

Parmi les « considérants », on peut relever le souci plus général de réduire les effets sur l'environnement (et, au delà, d'atteindre un haut niveau de protection de l'environnement), ainsi que d'harmoniser les mesures nationales et d'éviter les entraves aux échanges et les distorsions de concurrence dans l'Union.

Ces directives concernent tous les types d'emballages : ménagers, mais aussi industriels et commerciaux.

La première priorité affichée est la prévention (article 4 de la directive de 1994). Viennent ensuite la réutilisation (art. 5), puis la valorisation (ou la récupération) et le recyclage (art. 6). L'attention sera centrée sur ce dernier point. « Recyclage » et « valorisation » sont distingués dans la mesure où, dans le premier cas, il s'agit d'un recyclage « matière », alors que le concept de valorisation, plus large, englobe notamment la possibilité d'une valorisation « énergie » [mais nous n'entrerons pas dans le détail des difficultés relatives aux définitions, ni des discussions relatives à la hiérarchie ou aux équivalences entre recyclage (valorisation-matière) et valorisation-énergie].

Les objectifs sont fixés pour chaque Etat membre. Il s'agit d'objectifs chiffrés [Tableau 1].

TABLEAU 1 – RAPPEL DES OBJECTIFS CHIFFRES

(par rapport aux mises sur le marché, et en poids)

Directive de 1994 :

	minimum	maximum
valorisation	50 %	65 %
recyclage	25 %	45 %
avec un minimum de recyclage de 15 % par matériau.		

Ces objectifs devaient être atteints au plus tard en juin 2001.

En outre, la Grèce, l'Irlande et le Portugal bénéficiaient de conditions spéciales, notamment de calendrier (janvier 2006).

Directive de 2004 :

	minimum	maximum
valorisation	60 %	pas de maximum
recyclage	55 %	80 %
par matériau :		
verre	60%	
papier	60 %	
métaux	50 %	
plastiques	22,5 %	
bois	15 %	

Ces objectifs doivent être atteints en 2008 par 12 pays, 2011 pour la Grèce, l'Irlande et le Portugal, et 2013 à 2015 pour les nouveaux entrants.

Plusieurs possibilités d'introduction de systèmes d'échanges seront examinées :

1. entre Etats membres ;
2. entre emballages ménagers et emballages industriels ou commerciaux ;
3. entre matériaux d'emballages ;
4. systèmes plus complexes ; en particulier, cas du Royaume-Uni ;
5. applications « décloisonnées », au regard de l'objectif général d'un haut niveau de protection de l'environnement.

## ECHANGES DE DROITS ENTRE ETATS MEMBRES DE L'UNION

Alors que des objectifs identiques sont fixés pour chaque Etat membre (du moins pour 12 d'entre eux), la proposition ne consiste pas à fixer des objectifs différents mais, en prenant la même règle de base, à introduire de façon complémentaire la possibilité d'un système d'échanges de droits. Un Etat membre qui n'atteindrait pas les minima requis pourrait acheter des droits à un autre qui les dépasse.

A l'heure actuelle, un Etat membre qui ne respecterait pas les règles fixées par la directive (bien qu'elle ne prévoise pas de sanctions spécifiques) s'expose à une « mise en demeure » de la Commission. Au delà, celle-ci peut saisir la Cour de justice des Communautés européennes, qui est susceptible d'appliquer des pénalités (« astreintes ») fortes par jour de retard, suivant une procédure lourde et longue.

Vis-à-vis de la protection de l'environnement (qui ne fait pas directement l'objet d'objectifs chiffrés), l'idée est qu'un système d'échanges pourrait permettre d'atteindre des objectifs sinon identiques, du moins « équivalents » à l'échelle de l'Union à ceux de la directive, et ce à moindre coût économique. Le postulat sous-jacent est celui d'une équivalence, au plan environnemental, entre une tonne valorisée en Espagne ou en Allemagne, etc. Ce n'est pas exact mais « admissible », faute de savoir réellement mesurer les effets environnementaux.

Une autre objection susceptible d'être formulée est que le système n'inciterait certains Etats à dépasser les minima que s'ils peuvent vendre le « surplus », ce qui risque de tirer les résultats vers le bas. Dans les faits, cette objection ne tient guère : divers Etats ont dépassé largement les minima requis par la directive de 1994. Certains ont même dépassé les maxima fixés en raison, dans ces pays, d'une forte pression sociale en faveur de l'environnement [Tableau 2].

TABLEAU 2 – Taux de récupération (ou valorisation) et de recyclage déclarés par les Etats membres en 1998 et 2001

	Taux de récupération (valorisation) en 1998	Taux de recyclage en 1998	Taux de recyclage en 2001
Allemagne	67	65	76
Autriche	70	65	64
Belgique	73	64	71
Danemark	89	50	57
Espagne	37	34	44
Finlande	56	45	47
France	56	42	44
Italie	35	28	46
Luxembourg	56	56	57
Pays-Bas	62	62	56
Royaume-Uni	33	28	42
Suède	68	61	63
Moyenne pondérée des 12	59	50	-
Grèce	non communiqué	non communiqué	33
Irlande	non communiqué	non communiqué	27
Portugal	non communiqué	non communiqué	38

Sources : Communications (rapports) des Etats membres

Hors Grèce, Irlande et Portugal, on peut relever, dès 1998, des dépassements de maxima autorisés en Allemagne, Autriche, Belgique, Danemark, Luxembourg, Pays-Bas, Suède (et pour le recyclage, par la moyenne des 12) et des minima non encore

atteints en Espagne et au Royaume-Uni, même en 2001.

Divers Etats avaient en fait pris des dispositions statutaires plus draconiennes avant la directive de 1994. En outre, la fiabilité des statistiques, même si elles sont officielles, reste sujette à caution. Si un système d'échanges est instauré, le fait de devoir payer constitue une incitation à atteindre les minima fixés, d'autant plus qu'à défaut, le gain environnemental se manifeste essentiellement dans un autre pays. Cet autre pays bénéficierait à la fois d'un paiement et d'un gain environnemental, soit un « double dividende », ce qui l'incitera plus encore à aller de l'avant.

Vis-à-vis du souci d'harmoniser les mesures nationales, on notera que les directives laissent les Etats libres de choisir les voies et moyens pour atteindre les objectifs fixés.

En ce qui concerne les éventuelles entraves aux échanges et distorsions de concurrence, on peut relever que les contributions financières versées par les industriels (distributeurs, conditionneurs, fabricants d'emballages, voire producteurs de matières premières, suivant les pays), notamment pour les emballages ménagers, accusent de très fortes différences [Tableau 3].

TABLEAU 3 – Valeur du point vert en Europe pour différents emballages, en 2001-2002

EMBALLAGE	Type	Poids en g	VALEUR DU POINT VERT (en 2001 ou 2002) en centimes d'euros								
			Allemagne	Autriche	Luxembourg	Belgique	France	Espagne	Irlande	Portugal	Italie
Bouteille PET 21	58 g PET		6,55	4,10	2,18	2,13	1,04	0,68	0,38	0,46	0,42
Bouteille verre 0,75 L	450 g verre		3,33	3,83	0,89	0,90	0,25	0,24	0,54	0,27	0,23
Canette aluminium, 33 L	14 g aluminium		1,21	0,60	0,29	0,27	0,11	0,07	0,09	0,07	0,04
Brique alimentaire 1 L	29 g composite		2,51	2,20	0,73	0,74	0,42	0,24	0,06	0,03	0,04
Carton pour électroménager	2 133 g papier		13,05	13,44	6,95	2,84	11,20	7,25	4,30	2,13	3,30
Boîte de conserve 0,85 L	91 g acier		2,66	3,30	0,55	0,59	0,29	0,29	0,64	0,25	0,14

Sources : sociétés adhérentes au Point Vert

Suivant les pays, les écarts sont considérables (rapport de 1 à 17 pour une bouteille en verre ou en PET, etc.). On relèvera que les contributions sont particulièrement élevées en Allemagne et en Autriche, par rapport à la France. Depuis 2000, on observe une tendance à la réduction de ces écarts. Mais, à l'heure actuelle, ils restent encore très importants.

Le montant de certaines contributions est susceptible d'avoir une incidence notable sur les choix des conditionneurs et des consommateurs, et les écarts peuvent avoir un effet de distorsion de concurrence.

S'y ajoutent d'autres facteurs de distorsion : ainsi, en Allemagne, un système de consigne d'un montant élevé (25 à 50 centimes d'euro) est appliqué. Dans ce pays, les trois quarts du volume total de liquides alimentaires restent conditionnés en emballages réutilisables, alors qu'en France ce système a fortement régressé. Des plaintes ont été introduites auprès des autorités européennes, accusant l'Allemagne de protectionnisme économique.

Un autre facteur de distorsion réside dans de fortes différences de coût d'élimination des déchets.

L'introduction d'un système d'échanges de droits au niveau européen serait plutôt de nature à réduire les distorsions de concurrence résultant de contributions différentes, dans la mesure où les pays qui n'appliquent pas de contributions ou n'appliquent que des contributions faibles devraient payer,

tandis que dans les pays qui vendent des « quotas », les contributions pourraient être réduites.

Une autre question majeure concerne plus précisément l'organisation du système d'échanges. Deux voies sont envisageables :

\* Des négociations directes entre Etats membres. L'avantage réside dans la liberté de négociation laissée aux Etats qui engageront des négociations bilatérales ou multilatérales. Cependant, le nombre d'intervenants (Etats membres) est limité, ce qui ne conduit pas à un véritable marché. De plus, s'il n'y a qu'un offreur (ayant dépassé le minimum requis), ce monopole risque de conduire à « rançonner » les demandeurs. Tel n'est en fait pas le cas actuellement. S'il y a plusieurs offreurs, le demandeur choisira le « moins disant ». Toutefois, les autres offreurs, évincés, risquent de se sentir lésés, de dénoncer un *dumping*, etc.

On retiendra que ce système peut fonctionner, bien qu'il appelle certaines réserves ou des garde-fou à introduire. Le système pourrait-il faire intervenir les industriels concernés ?

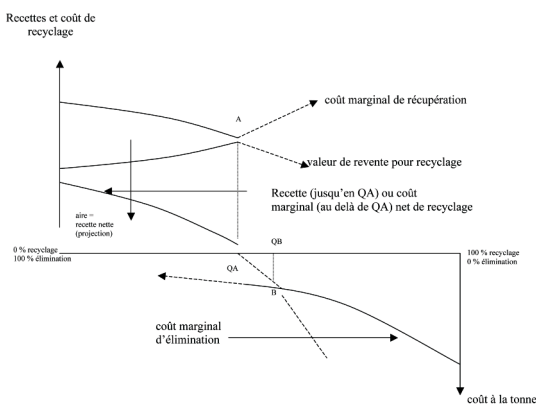
Cette voie paraît très difficile à mettre en œuvre en raison du grand nombre d'industriels impliqués, à divers titres (distributeurs, conditionneurs, fabricants d'emballages, etc., et suivant les matériaux). Il pourrait s'agir des sociétés *ad hoc* agréées par les pouvoirs publics dans chaque Etat, mais on rejoint alors la solution précédente.

\* Une autre voie réside dans un système administré par l'Union européenne elle-même. Ainsi, les paiements pourraient se faire au prorata des écarts vis-à-vis des minima requis, sur la base des tonnages (aux écarts en % correspondant des tonnages). Les sommes ainsi recueillies ou dues seraient versées (le cas échéant en déduisant des frais de gestion) aux Etats qui ont dépassé les minima, au prorata des tonnages (« surplus ») correspondants. Cependant, il ne s'agit plus alors véritablement d'un « trading », et encore moins d'un véritable marché, mais plutôt d'un système de malus-bonus, lui-même assez voisin d'un système de taxes et subventions.

En outre, comment déterminer les montants financiers ? La Communauté connaît mal les coûts, faute de communication à ce sujet par les Etats. Les coûts sont en fait très variables suivant les Etats, les matériaux, les systèmes de collecte, etc. De plus, prendra-t-on en considération des coûts moyens ou des coûts marginaux ?

En effet, lorsqu'on vise un taux de recyclage plus élevé, les coûts « marginaux » sont croissants, ainsi que l'illustre le schéma 1.

Schéma 1 - Optimum de recyclage, en termes financiers



Les récupérateurs s'intéressent en premier lieu aux gisements les plus rentables. Lorsqu'on vise une récupération plus poussée (suivant une lecture de gauche à droite du graphique), le coût marginal de récupération (de collecte et de tri) est croissant, notamment parce qu'il s'agit de gisements plus dispersés, plus hétérogènes, nécessitant un tri, tandis que la valeur correspondante de la tonne récupérée et revendue sur le marché est décroissante, parce qu'il s'agit de matériaux moins demandés ou de quantités plus hétérogènes. Dès lors, dans le cadre d'une économie marchande, la récupération sera pratiquée jusqu'en I (QA en termes de quantités), point-limite de rentabilité.

Cependant, ce qui n'est pas récupéré (et recyclé) doit être éliminé (en laissant de côté d'autres formes de valorisation, notamment énergie). La forme de la courbe de coût marginal d'élimination (à lire de droite à gauche) vise à indiquer à ce sujet l'existence d'économies d'échelle.

L'optimum financier d'ensemble (minimisant le coût global) conduit à pousser la récupération jusqu'en QB, qui correspond à l'égalisation du coût marginal (net) de récupération et du coût marginal d'élimination. Cependant, pour l'atteindre, il est nécessaire de verser aux récupérateurs une rémunération complémentaire (s'ajoutant au produit financier de la revente sur le marché des matériaux récupérés) qui trouve sa justification dans le « coût évité » d'élimination.

Le principe du versement de contributions financières par ceux qui mettent les emballages sur le marché s'inscrit, au moins pour partie, dans cette logique. Mais la connaissance des coûts marginaux est difficile. Le qualificatif « marginal » reste lui-même sujet à controverses.

En conclusion de ce premier volet, un système d'échanges de droits entre Etats membres est envisageable. Il peut sembler-t-il s'avérer positif vis-à-vis des objectifs de l'Union. En laissant de côté des systèmes trop compliqués à mettre en œuvre et à gérer, il est en fait susceptible d'être introduit suivant deux systèmes distincts qui présentent chacun des avantages et des inconvénients ou limites :

- \* négociations directes entre Etats :
  - ° avantage : *trading* véritable ;
  - ° inconvénients ou limites : petit nombre de participants et nécessité d'un rôle de « garde-fou » de l'Union ;
- \* système administré par l'Union, jouant un rôle de fixation et de répartition des sommes versées et redistribuées :
  - ° avantage : système plus équitable que le précédent ;
  - ° inconvénients ou limites : incertitudes relatives aux montants à retenir, en raison des difficultés de connaissance des coûts (le barème pourrait toutefois faire figure d'« enchère d'essai »), et il ne s'agit plus d'un véritable trading.

Cette dernière solution n'est cependant pas à écarter.

## ECHANGES DE DROITS ENTRE EMBALLAGES MENAGERS ET EMBALLAGES INDUSTRIELS OU COMMERCIAUX

Les directives européennes fixent des objectifs toutes catégories

d'emballages confondues, c'est-à-dire en ne différenciant pas le cas des emballages ménagers de celui des emballages industriels ou commerciaux. Chaque Etat membre reste donc libre de fixer des objectifs identiques ou différents selon ces catégories.

Le système d'échanges en question peut faire intervenir, directement, les industriels concernés. Cependant, leur nombre est élevé. De plus, leur « statut » (place dans la filière de mise sur le marché) peut être différent.

Suivant les pays sont apparus des organismes agréés à compétences variables, notamment en fonction des catégories d'emballages (ménagers, commerciaux ou industriels) [Tableau 4].

TABLEAU 4 – Compétences des organisations agréées par les pouvoirs publics, suivant les pays

	Emballages ménagers (seulement)	Emballages ménagers et commerciaux	Emballages industriels et commerciaux	Toutes catégories d'emballages
Autriche				ARA*
Italie				CONAI
Pays-Bas				VM
Portugal				SPV*
Suède				REPA*
Royaume-Uni				Valpak (et autres organisations)
Grèce		HERRCO*		
Irlande		Repak*		
Luxembourg		Valorlux*		
Belgique	Fost + *		Val-I-pac (+ belgopack)	
Allemagne	DSD *			
Espagne	Ecoembes*			
France	Eco-Emballages* et Adelphe			

\* sociétés adhérentes au « Point Vert » (Der Grüne Punkt)

En France par exemple, il n'existe d'organismes agréés (suite au décret du 1er avril 1992) que pour les emballages ménagers. Pour les emballages industriels et commerciaux, le décret du 13 juillet 1994 stipule qu'ils doivent être valorisés (matière ou énergie), en principe en totalité... mais cette disposition n'est guère appliquée.

Une difficulté d'ordre statistique s'attache à la connaissance du « gisement ». Il ne coïncide pas avec les mises sur le marché, notamment en raison de réutilisations, davantage pratiquées pour des emballages industriels et commerciaux (palettes, fûts, etc.). En 1998, le gisement d'emballages en France se composait pour 42,5 % d'emballages ménagers et 57,7 % d'emballages industriels et commerciaux.

Vis-à-vis du total recyclé, la part des emballages ménagers était d'environ 30 %, contre 70 % pour les emballages industriels et commerciaux. La part des seconds était donc sensiblement supérieure à leur poids relatif en termes de gisement.

Par contre, les contributions à la valorisation énergie (respectivement 39 % et 61 %) sont assez proches des poids relatifs en termes de gisement. Il n'existe en effet que très peu d'installations spécifiques d'incinération de déchets industriels banals. Une partie est cependant co-incinérée dans des unités d'incinération d'ordures ménagères, ne serait-ce que parce qu'ils migrent dans les flux d'ordures ménagères. Parmi les emballages industriels et commerciaux, le bois (palettes, etc.) représente le tonnage le plus important pour la valorisation énergie, dans des installations diverses.

En termes de valorisation totale (matière + énergie), les pourcentages respectifs étaient d'environ 32 % pour les emballages ménagers et 68 % pour les emballages industriels et commerciaux. Donc là encore, la contribution des seconds était sensiblement supérieure à leur part en termes de gisement. Le recyclage des emballages industriels et commerciaux était traditionnellement plus développé que celui des emballages ménagers, parce qu'il s'agit de gisements plus concentrés et plus homogènes. Dès lors, les coûts de collecte et de tri sont moins élevés et la valeur de revente des matériaux est plus élevée. En Autriche, on peut relever que les contributions perçues par ARA pour des emballages en papiers-cartons et en plastiques de surfaces ou de contenances identiques sont plus élevées s'il s'agit d'emballages ménagers plutôt que d'emballages industriels et commerciaux. Il en est de même pour les contributions à Valorlux, au Luxembourg.

Sur le schéma 1, divers emballages industriels et commerciaux s'inscrivent dans la partie la plus à gauche, c'est-à-dire la plus rentable, récupérée et valorisée sur la base d'une économie marchande, alors que la récupération des emballages ménagers est largement tributaire des aides versées par les sociétés agréées (Eco-Emballages et Adelphe). On peut même se demander si ces aides n'ont pas un effet pervers de distorsion sur les marchés du recyclage, si elles n'introduisent pas une forme de « concurrence déloyale » vis-à-vis du recyclage d'emballages industriels et commerciaux. En effet, si les débouchés sont peu extensibles, au moins à court et moyen terme, certains emballages ménagers récupérés, en bénéficiant d'aides, risquent de concurrencer les débouchés d'emballages industriels et commerciaux traditionnellement récupérés, sans aides.

Cependant, les sociétés agréées versent des « soutiens » non seulement aux collectivités locales, mais aussi à des filières de recyclage. Ces soutiens sont de nature à stimuler l'innovation et à élargir les débouchés des matériaux récupérés.

	aux collectivités locales		aux filières de recyclage		TOTAL	
	Eco-Emballages	Adelphe	Eco-Emballages	Adelphe	Eco-Emballages	Adelphe
*en 1994	18,64	2,49	7,41	0,17	26,05	2,66
ensemble	21,13		7,58		28,71	
*en 2001	238,52	5,82	11,52	0,85	250,04	6,67
ensemble	244,34		12,37		236,71	

TABLEAU 5 - Soutiens versés par les sociétés agréées française (en M€)

Source : Ademe, « Bilan de l'activité des organismes agréés », 2001

L'intervention d'un système d'échanges entre organisations représentatives des diverses catégories d'emballages passerait par la constitution et la reconnaissance d'organismes agréés pour les emballages industriels et commerciaux, comme pour les emballages ménagers. A ce sujet, des suggestions ont été faites en France (proposition d'un « Eco-DIB », par exemple). A défaut, le système reste « bancal ». Un premier obstacle réside dans un manque d'interlocuteur pour négocier.

En second lieu, en ce qui concerne le partage des responsabilités entre emballages ménagers et emballages industriels et commerciaux vis-à-vis des objectifs globaux à atteindre, faut-il fixer des objectifs (des taux) identiques ou différents pour ces

deux catégories ? La réponse n'est pas évidente.

En termes d'efficacité économique, le système apparaît intéressant dans les deux cas, car il devrait se traduire par une tendance à l'égalisation des coûts marginaux.

L'adoption d'objectifs différents suivant les deux catégories est de nature à réduire les échanges, les coûts marginaux étant plus proches. Mais cette formule peut rencontrer des objections en termes d'équité.

« L'équité » peut en réalité être conçue de différentes manières : égalité des objectifs (des taux) ou recherche, dès le départ, d'une égalisation des coûts marginaux ?

Dans les deux cas, un système d'échanges peut apporter une réponse en termes d'efficacité mais, suivant le cas, les échanges, donc les transferts financiers (« paiements latéraux ») occasionnés, seront différents.

Récemment, en France, des objectifs différenciés ont été proposés pour certains matériaux, suivant qu'il s'agit d'emballages ménagers ou non [Tableau 6].

TABLEAU 6 – Objectifs à atteindre en 2008, en France

Taux de recyclage	Dispositif emballages ménagers	Emballages non ménagers	Objectifs directive
du verre	65 %	45 %	60 %
du papier	50 %	62 %	60 %
des métaux	50 %	50 %	50 %
(dont : acier	75 %	75 %	-
aluminium)	30 %	30 %	-
des plastiques	21,5 %	23,6 %	22,5 %
du bois	0 %	15 %	15 %
Taux global de recyclage	55 %	55 %	55 %
Taux global de valorisations	60 %	60 %	60 %

proposition de taux différenciés par matériaux, suivant qu'il s'agit d'emballages ménagers ou non.

Source MEDD, Texte relatif au réagrement d'Eco-Emballages et Adelphe, 2004

Les taux de recyclage des emballages ménagers proposés sont, par rapport à ceux des emballages non ménagers, sensiblement plus élevés pour le verre, mais plus faibles pour le papier (et carton), les plastiques et surtout le bois. Les taux globaux de recyclage et de valorisation proposés sont par contre identiques. On pourrait également imaginer, dans un même pays et de façon décentralisée, un système d'échanges entre collectivités locales ou territoriales (par exemple, les régions ou les *Länder* en Allemagne).

### SYSTEMES D'ECHANGES ENTRE MATERIAUX D'EMBALLAGES

La directive de 1994 fixait des taux de recyclage et de valorisation à atteindre tous matériaux d'emballages confondus. Il n'y avait donc pas de préférence formulée entre matériaux. Implicitement, cela tend à signifier que le coût environnemental associé à la mise sur le marché (relatif à la fabrication et à la distribution) ainsi qu'à l'élimination, ou le gain environnemental associé à la valorisation d'une tonne de verre ou de plastique, d'acier ou d'aluminium, etc., seraient équivalents. Ce n'est certainement pas le cas. Mais à défaut d'analyses de cycles de vie (ACV) aux résultats fiables et officiellement reconnus,

aucune discrimination n'était faite.

La directive de 1994 fixait toutefois un taux minimum de recyclage de 15 % par matériaux, et celle de 2004 fixe des minima différenciés suivant les matériaux.

De même que précédemment (entre catégories d'emballages ménagers, commerciaux ou industriels), un système d'échanges entre matériaux d'emballages peut être introduit :

\* soit à partir de la fixation de taux identiques, par matériau, notamment par référence à la directive de 1994, en respectant toutefois le minimum de 15 % par matériau. Il risque d'en résulter des « paiements latéraux » importants, les coûts de recyclage étant très différents ;

\* soit à partir de taux différents, en particulier en se référant à la directive de 2004. Cependant, les taux (les minima) fixés correspondent-ils à une égalisation des coûts marginaux de recyclage ?

Pour pouvoir apprécier les conséquences de l'introduction de tels systèmes d'échanges, il apparaît nécessaire de réaliser un diagnostic du passé et de la situation actuelle.

Les taux de recyclage, et de valorisation, sont très différents suivant les matériaux [Tableau 7].

Pays et matériaux	papiers-cartons	métaux	verre	plastiques	autres
Allemagne	90	83	86	60	81
Autriche	84	38	80	27	55
Belgique	83	66	66	26	91
Danemark	58	40	75	7	?
Espagne	52	22	37	9	?
Finlande	57	16	62	10	?
France	61	45	45	8	18 ?
Italie	37	7	37	11	19 ?
Luxembourg	49	11	80	9	?
Pays-Bas	70	79	85	14	?
Royaume-Uni	47	23	23	8	?
Suède	68	31	84	20	?
Moyenne pondérée des 12 (*)	63	38	63	17	non significatif

TABLEAU 7 – Taux de recyclage par matériaux, en 1998

(\*) (hors Grèce, Irlande et Portugal)

Sources : sur la base des déclarations officielles des pays

En 1998, le taux minimum de 15 % pour les plastiques n'était pas encore atteint au Danemark, en France, au Royaume-Uni, en Espagne, au Luxembourg, en Finlande, en Italie et aux Pays-Bas. Il était par contre largement atteint pour la plupart des autres matériaux, notamment les papiers-cartons et le verre (moyenne des 12 pays : 63 %).

Les différences relatives aux taux de recyclage par matériaux s'expliquent principalement par les différences de coûts de collecte et de tri, ainsi que par le fait que les débouchés sont plus ou moins bien assurés et valorisants suivant les matériaux. Les coûts de collecte et de tri sont en réalité très variables suivant les modalités de collecte : collecte en apport volontaire, dans des conteneurs mono-matériau, ou collecte en porte-à-porte, multi-matériaux, et acheminement sur un centre de tri, etc. Les coûts à la tonne sont également très différents suivant les poids unitaires des emballages [Tableau 8].

	verre	papier-carton	plastiques	acier	aluminium	autres	TOTAL
* en milliers de tonnes (kT)	2 430	900	1 000	340	45	10	4 725
*en milliards d'UVC (hors pharmacie et économat)	9,3	22,9	44,9	5,4	2,3	0,3	85,1
*poids moyen de l'UVC, en grammes	261,3	39,3	22,3	63,0	19,6	33,3	55,5

TABLEAU 8 – Flux d'emballages ménagers mis sur le marché en France, en 2000, en tonnage et en nombre d'unités de vente au consommateur (UVC)

Source : Eco-Emballages, Adelphe et Ademe, « Le gisement des emballages ménagers en France », coll. Données et références, janvier 2002.

Un poids moyen unitaire relativement élevé constitue un atout majeur pour le recyclage du verre, un poids moyen faible un handicap pour le recyclage de l'aluminium et des plastiques. Le nombre de bouteilles plastiques à collecter pour rassembler une tonne de matière est très élevé, et le volume correspondant est considérable. Il en résulte des coûts élevés. Cependant, à la légèreté s'attachent d'autres avantages. Pour une même contenance, donc un même volume de liquide conditionné, une bouteille en plastique est au moins dix fois plus légère qu'une bouteille en verre.

Les coûts de recyclage doivent également être mis en relation avec les contributions perçues par les organismes agréés [Tableau 3], qui sont fonction du matériau, du poids et d'autres paramètres, et qui sont reversées aux prestataires [Tableau 5]. En fait, rapprocher les contributions des coûts de recyclage (y compris collecte, tri, préparations de la matière) comporte des difficultés majeures : ainsi, pour un même matériau, faut-il rapporter la contribution par unité d'emballage au coût correspondant de recyclage, ou bien rapporter le total des contributions, pour ce matériau, aux quantités (nombre d'unités ou tonnage) recyclées ? Dans le cadre de comparaisons entre matériaux dont les taux de recyclage sont très différents, le résultat n'est pas du tout le même.

Les contributions perçues par les organismes agréés peuvent en outre différer sensiblement des aides versées en retour aux prestataires. De plus, la commercialisation des matériaux collectés et triés entraîne des recettes qui viennent en déduction des coûts, mais les contributions peuvent également se traduire par des soutiens à la commercialisation.

En France, de 1994 à 2001, les soutiens versés ont été multipliés par 9 et en 2001, les soutiens versés par Eco-Emballages ont été près de 10 fois plus élevés que ceux versés par Adelphe [Tableau 5].

Dans divers pays dont la France (mais contrairement à l'Allemagne), les collectivités locales représentent l'autorité compétente pour l'organisation des collectes sélectives. Les aides versées à cet effet par les sociétés agréées doivent-elles permettre de financer les surcoûts occasionnés ou bien l'ensemble des coûts (y compris d'élimination) relatifs aux déchets d'emballages ? Cette question reste source de

controverses.

Les questions majeures sous-jacentes sont « qui paie pour quoi ? » (pour recycler ou pour éliminer ?) et « qui paie pour qui ? » (transferts financiers entre matériaux). Il semble qu'en Allemagne, où les taux de recyclage sont relativement élevés, il y ait une assez bonne cohérence entre les contributions versées et les coûts occasionnés par matériau (en 2000, la contribution à la tonne de plastique est 18,5 fois plus élevée que celle du verre). Tel n'est sans doute pas le cas en France, où il semble que le plastique paie plus que sa « quote-part », vis-à-vis des coûts occasionnés (la contribution à la tonne de plastique est 50 fois plus élevée qu'à la tonne de verre). Ce diagnostic mériterait d'être conforté.

On notera en outre qu'Adelphe a surtout pour adhérents des conditionneurs en verre, alors qu'Eco-Emballages est davantage multi-matériaux. Ainsi en 2002, le verre représentait 43 % du total des recettes d'Adelphe, tandis que le plastique représentait 61 % du total des recettes d'Eco-Emballages. Dès lors, il est en principe plus facile, pour Adelphe, d'atteindre des taux de recyclage élevés, si on ne considère pas de quel matériau il s'agit. Cela signifie qu'il ne serait pas équitable de fixer des taux de recyclage identiques pour les deux sociétés agréées. En fait, même pour le verre, le taux de recyclage réalisé par Adelphe reste très inférieur à celui atteint par Eco-Emballages.

Une autre question concerne le monopole conféré ou la concurrence introduite entre sociétés agréées : la France a mis en avant l'intérêt de l'existence de deux sociétés agréées pour les emballages ménagers, mais les barèmes de contributions sont « alignés ». De plus, les difficultés financières rencontrées par Adelphe pourraient se traduire par une fusion-absorption par Eco-Emballages. En Allemagne, où le monopole de DSD a été critiqué, d'autres organisations, notamment par matériaux, se développent. Leur importance reste cependant, à l'heure actuelle, beaucoup plus limitée que celle de DSD.

La saisie des effets de l'introduction de systèmes d'échanges par rapport au fonctionnement du système actuel s'avère difficile, faute de savoir répondre à la question du « qui paie pour qui ? », c'est-à-dire d'avoir saisi la réalité des transferts financiers.

En France, le fait que les « plasticiens » contribuent (semble-t-il) plus que proportionnellement, dans le cadre du système Eco-Emballages, aux coûts de recyclage occasionnés fait figure de « compensation » de leur faible contribution à l'atteinte des objectifs globaux de recyclage et, le cas échéant, pourrait constituer une incitation à recycler davantage les plastiques.

Les structures du type DSD en Allemagne ou Eco-Emballages en France se traduisent par une concertation, des négociations entre partenaires, notamment entre filières de matériaux (Revipac pour les papiers-cartons, Valorplast pour les plastiques, France-Aluminium-Recyclage pour l'aluminium ; en Allemagne, DKR pour les plastiques, etc.), des accords entre les parties, soit un système coopératif, voire une sorte de « mutuelle ». Ce système apparaît comme un substitut, jusqu'alors assez efficace, à un système d'échanges « internalisé ». Cependant, le système comporte des « opacités » et un risque réside dans la mésentente entre partenaires.



L'analyse qui précède a été centrée sur le recyclage. Le cas de la valorisation énergie appelle des observations complémentaires.

L'atteinte des objectifs de valorisation totale (matière + énergie) apparaît plus facile dans les pays où le taux d'incinération des ordures ménagères est élevé. Les usines d'incinération des ordures ménagères sont en outre susceptibles d'accepter (lorsqu'ils n'ont pas migré directement dans les ordures ménagères lors de la collecte) des déchets industriels banals, qui comportent une part notable d'emballages industriels et commerciaux, les installations d'incinération spécifiques de déchets industriels banals étant peu développées.

CLASSES DE TAUX	PAYS
Plus de 70 %	Luxembourg
50 à 70 %	Danemark Pays-Bas Suède Belgique
30 à 50 %	France
20 à 30 %	Autriche Allemagne
10 à 20 %	Italie
moins de 10 %	Finlande Royaume-Uni Espagne Portugal Irlande Grèce

TABLEAU 9 – Taux d'incinération des ordures ménagères dans les pays de l'union Européenne en 2000 (taux rapportés à la quantité d'ordures ménagères à éliminer, hors recyclage)

Cependant, toutes les usines d'incinération ne sont pas équipées pour valoriser l'énergie produite, sous forme de vapeur, chaleur ou électricité. La récupération d'énergie est davantage pratiquée par les usines de grande taille. Tel est notamment le cas au Luxembourg, au Danemark, aux Pays-Bas et en Suède, et en Allemagne plus qu'en France.

La valorisation énergie ne concerne que certains matériaux : les papiers-cartons, les plastiques (qui ont un fort pouvoir calorifique), le bois, mais non le verre, ni les métaux (l'incinération oxyde toutefois l'aluminium suivant une réaction exothermique). Par rapport au verre, le faible taux de recyclage des plastiques est pour partie « compensé », vis-à-vis de la valorisation totale, par une valorisation énergie dans les pays qui pratiquent l'incinération avec récupération d'énergie.

De plus, l'incinération produit des mâchefers qui peuvent être « déferpillés » et permettre la récupération de ferrailles, voire d'aluminium, qui feront l'objet d'un recyclage. La valorisation éventuelle des mâchefers en travaux publics ne sera par contre par prise en considération, notamment en tant que mode de valorisation du verre.

Le développement de l'incinération est souvent considéré par les écologistes comme un concurrent du recyclage, sans doute pour partie avec raison et pour partie à tort. Les liaisons dynamiques sont complexes.

En outre, vis-à-vis des coûts moyens d'incinération, des essais de comptabilité analytique montrent que les coûts sont très variables suivant les matériaux. Dès lors, le « coût évité » par un recyclage est variable suivant les matériaux.

D'une façon plus générale, il conviendrait d'intégrer davantage dans le raisonnement les coûts évités par le recyclage par rapport à l'élimination, en particulier la mise en décharge. Les coûts d'élimination sont très variables suivant les pays (ils sont beaucoup plus élevés en Allemagne qu'en France, ce qui constitue un argument en faveur du recyclage) et suivant les collectivités locales.

Vis-à-vis des objectifs des directives de 1994 et 2004 et d'un éventuel système d'échanges, on retiendra que l'incinération (assortie de plus en plus fréquemment d'une valorisation énergie) permet d'atteindre plus facilement les objectifs de valorisation totale et constitue une voie de valorisation des plastiques, contrairement au verre.

Plus globalement, des systèmes d'échanges entre matériaux apparaissent comme faisables mais complexes, notamment si on intègre le volet « valorisation » (énergie). De plus, les paiements latéraux occasionnés seraient très différents suivant que la règle de base est la fixation de taux identiques ou différents suivant les matériaux. Les taux (les minima) fixés par la nouvelle directive de 2004 ne correspondent pas véritablement à une égalisation des coûts marginaux, mais ils tendent à s'en approcher. Il s'agit en fait, de façon plus pragmatique, de taux susceptibles d'être atteints à des coûts jugés non prohibitifs ou considérés comme acceptables, établis après concertations et négociations. On retiendra également que des sociétés agréées multi-matériaux sont susceptibles, avec certaines réserves, de constituer un substitut à un système d'échanges formel.

En Italie, le Conai (Consortium national de l'emballage) a proposé l'introduction d'un système de « certificats écologiques » négociables entre matériaux, visant à assurer une compensation financière entre les moins et les plus recyclés. Mais il n'a pas jusqu'alors été appliqué. Par contre, le Royaume-Uni a mis en œuvre effectivement un tel système, en fait encore plus complexe.

#### SYSTEME D'ECHANGES PLUS COMPLEXES, EN PARTICULIER AU ROYAUME-UNI

La directive européenne laisse aux Etats membres la faculté de « canaliser » la responsabilité sur l'un ou l'autre des maillons des filières de l'emballage : producteurs de matières premières d'emballages, fabricants d'emballages, conditionneurs (c'est le cas en France), distributeurs (cas de l'Allemagne), consommateurs et collectivités locales.

En France, ces dernières conservent une part de responsabilité. Le décret du 1er avril 1992 indique que les conditionneurs doivent « pourvoir ou contribuer » au devenir des déchets d'emballages ménagers, notamment au plan financier, ce qui n'implique pas une couverture complète des coûts occasionnés par ce devenir (valorisation ou à défaut élimination). Par contre, en Allemagne, les collectivités locales sont devenues des prestataires de DSD, qui est responsable du devenir des déchets d'emballages ménagers.

Au Royaume-Uni (de même qu'en Belgique, au Luxembourg, en Espagne, etc.), la responsabilité n'est pas « canalisée » sur un maillon de la chaîne. Le principe retenu est celui d'une

responsabilité « partagée » entre les catégories d'acteurs (producteurs de matières premières, fabricants d'emballages, conditionneurs, distributeurs de produits finis et utilisateurs d'emballages). Pour le financement, des pourcentages de contributions respectives ont été fixés après négociation.

Le système s'applique à tous les emballages, ménagers et industriels ou commerciaux.

Les entreprises concernées s'occupent elles-mêmes de la valorisation de leurs emballages (en France, le décret du 1er avril 1992 laisse également aux conditionneurs cette faculté), ou bien cotisent à une organisation agréée. Il s'agit notamment de Valpak, mais il existe d'autres organisations pour certains matériaux (comme Paperpak pour les papiers-cartons) et pour certaines catégories de produits (comme Difpak pour les produits laitiers).

Aux différentes catégories d'acteurs sont attribués des « certificats de valorisation » (*Packaging Waste Recovery Notes*, ou PRN) négociables, ce qui fournit la base d'un trading : une entreprise qui a valorisé (directement) ou fait valoriser plus que le minimum fixé peut vendre une partie de ses PRN à une autre qui n'a pas atteint le minimum requis. Il en résulte un marché qui fluctue en fonction de la loi de l'offre et de la demande. Des sociétés spécialisées (courtiers) qui vivent de ce négoce sont également apparues.

En 2001, le montant total des transactions relatives aux PRN a atteint 100 M€. Les prix des PRN apparaissent assez faibles comparativement aux coûts de recyclage dans d'autres pays (y compris la France). Ceci peut notamment s'expliquer par le fait que le recyclage porte en premier lieu sur des emballages industriels et commerciaux, les coûts (marginaux) de recyclage des emballages ménagers étant sensiblement plus élevés.

En outre, des soupçons de fraude ont été formulés à l'encontre de certains participants.

Officiellement, le taux de recyclage des emballages est passé dans ce pays de 27 % en 1997 à 42 % en 2001 (dont bois : 86 %, papiers : 53 %, acier : 37 %, verre : 33 %, aluminium : 24 %, plastiques : 16 %), et le taux de valorisation (y compris énergie) à 48 %, le Royaume-Uni n'incinérant qu'une faible part (environ 6 %) de ses ordures ménagères. Malgré les progrès réalisés, les objectifs fixés par la directive de 1994, à atteindre au plus tard en juin 2001, ne l'ont pas été.

Il est trop tôt pour faire un bilan du système anglais, qui apparaît intéressant dans son principe visant à faire jouer un mécanisme de marché, mais complexe, notamment en raison du grand nombre de participants. La répartition des contributions financières entre les diverses catégories d'acteurs reste arbitraire, et le contrôle de la sincérité des déclarations reste à consolider. Le Royaume-Uni envisage de plus d'initier prochainement un négoce de permis de mise en décharge (*Landfill Allowance Trading Scheme*), en application de la directive européenne du 26 avril 1999 qui vise notamment à réduire progressivement les quantités de matières organiques mises en décharge.

Ce pays perçoit déjà des taxes sur la mise en décharge, qui alimentent un fonds dédié à caractère redistributif. Tel est aussi le cas dans divers autres pays (Pays-Bas, Danemark, Suède notamment). Par contre, en France, au Fonds de modernisation

de la gestion des déchets (FMGD), à caractère redistributif, a succédé la taxe générale sur les activités polluantes (TGAP), au profit du Trésor public.

### AUTRES DECLOISONNEMENTS IMAGINABLES

L'objectif général est d'atteindre en Europe un « haut niveau de protection de l'environnement ». Les directives emballages s'inscrivent dans ce cadre, et d'autres directives concernent les piles et accumulateurs, les produits électriques et électroniques en fin de vie, les véhicules hors d'usage, etc. Leur nombre tend à s'accroître.

Pour les produits électriques et électroniques en fin de vie par exemple, la directive fixe un objectif global de valorisation, en termes de kilogrammes par habitant et par an, quel que soit le type de produit. Les contributions respectives des différentes catégories de produits (allant du réfrigérateur à la brosse à dents électrique, en passant par le luminaire) ne sont pas précisées. Les professionnels s'organisent, de façon variable suivant les pays et les produits concernés. Le risque est celui d'une multiplicité d'organismes, par catégories de produits et par maillons des filières de production et de mise sur le marché, avec des résultats inégaux et une absence de responsabilité vis-à-vis de l'atteinte de l'objectif d'ensemble, à défaut d'une organisation coiffant l'ensemble et fixant les contributions attendues de chacun. Dans ce domaine également, un *trading* pourrait alors être instauré.

On peut en outre imaginer des décloisonnements plus poussés. En Allemagne, DSD a proposé d'élargir sa compétence au recyclage de déchets électriques et électroniques. Une expérience à ce sujet est en cours à Leipzig. De même, en France, Eco-Emballages a proposé d'élargir sa compétence non seulement aux emballages industriels et commerciaux, mais à d'autres produits en fin de vie. Les arguments en sont, outre la réduction éventuelle des coûts d'administration et de gestion (économies d'échelle, sous réserve que n'apparaissent pas des *déséconomies d'échelle* en raison d'un gigantisme et d'une bureaucratisation), le fait que certains partenaires et « canaux » de valorisation sont les mêmes (producteurs de matières premières, distributeurs, collectivités locales, prestataires du déchet, recycleurs). En particulier, les collectivités locales préféreraient un « guichet unique ». Toutefois, les objections sont nombreuses.

En Europe, vis-à-vis de l'objectif général de protection de l'environnement, on pourrait en outre imaginer qu'un pays qui n'atteindrait pas les objectifs fixés par une directive puisse « compenser » par de très bons résultats dans l'application d'une autre. Cependant, là encore, de nombreuses objections sont susceptibles d'être formulées. En premier lieu, les carences dans l'évaluation des effets environnementaux ne permettent pas d'établir des « équivalences » au plan environnemental.

### CONCLUSION

Vis-à-vis du souci de protection de l'environnement ainsi que de non-distorsion de concurrence et des objectifs chiffrés de recyclage et de récupération (valorisation, y compris énergie)

fixés par les directives européennes sur les emballages, la greffe d'un système d'échanges de droits entre Etats membres apparaît possible. Cependant, des négociations directes entre Etats risquent de s'avérer inéquitables, en raison des positions de faiblesse des uns et des positions de force et d'abus des autres, notamment parce que le nombre de participants est réduit. Dès lors, un rôle de garde-fou exercé par l'Union serait indispensable. Le système d'échanges pourrait également être administré par l'Union, qui fixerait les montants des sommes à verser et à redistribuer sur la base des tonnages « déficitaires » et « excédentaires ». Mais la fixation raisonnée de ces montants se heurte aux difficultés de connaissance des coûts (il pourrait toutefois s'agir « d'enchères d'essai »). En outre, il ne s'agirait plus d'un véritable *trading*. Cette voie n'est toutefois pas à écarter.

Un système d'échanges peut aussi être organisé, dans chaque Etat, entre emballages ménagers et emballages industriels ou commerciaux. Cependant, vis-à-vis des objectifs globaux à atteindre, faut-il fixer des objectifs (sous-objectifs) en termes de taux identiques ou différents suivant les deux catégories ? Dans les deux cas, le système est susceptible d'apporter une réponse au plan de l'efficience mais, suivant la règle retenue, les « paiements latéraux » occasionnés seront différents. En outre, dans les pays où les structures *ad hoc* agréées par les pouvoirs publics ne concernent que les emballages ménagers, comme en France, il faudrait qu'elles aient leur(s) homologue(s), en tant qu'interlocuteur et négociateur, pour les déchets industriels et commerciaux.

Des systèmes d'échanges peuvent être conçus entre matériaux d'emballage. Ils apparaissent comme faisables mais complexes, notamment si on intègre le volet « valorisation » (énergie). De plus, là encore, les paiements latéraux occasionnés seraient très différents suivant que la règle de base fixe des taux identiques ou différents suivant les matériaux. Les taux (les minima) fixés par la nouvelle directive de 2004 ne correspondent pas véritablement à une égalisation des coûts marginaux, mais ils tendent à s'en rapprocher. Il s'agit en fait, de façon plus pragmatique, de taux susceptibles d'être atteints à des coûts jugés non prohibitifs ou considérés comme acceptables, établis après concertations et négociations. On retiendra également que des sociétés agréées multi-matériaux sont susceptibles, avec certaines réserves, de constituer un substitut à un système d'échanges formel.

Des systèmes d'échanges plus complexes sont envisageables, sur la base non seulement de matériaux d'emballages (ménagers ainsi qu'industriels et commerciaux), mais également de filières de mise sur le marché de produits, en s'appuyant en outre sur des formules de responsabilité partagée entre les maillons de ces filières. Le Royaume-Uni fournit à ce sujet un exemple de fonctionnement concret, mais il est trop tôt pour en faire un bilan. Vis-à-vis de l'objectif général d'un haut niveau de protection de l'environnement, et alors que d'autres directives concernent d'autres produits en fin de vie, on pourrait imaginer des décloisonnements plus larges. Un pays qui n'atteindrait pas les objectifs fixés par une directive pourrait « compenser » par des très bons résultats dans l'application d'une autre...

Au final, il apparaît que les systèmes d'échanges de droits ne constituent certes pas « la panacée universelle », mais que certaines applications dans le domaine de l'emballage, ainsi qu'à d'autres produits et équipements, ne sont pas à écarter. Leur opportunité mériterait d'être examinée plus avant.

Ce tour d'horizon conduit à des interrogations plus globales, comme la place à donner aux instruments économiques par rapport aux instruments réglementaires (*command-and-control*, selon la terminologie de l'OCDE). Les choix à ce sujet reflètent, au moins pour partie, la « culture politique ». Le *trading* renvoie à une culture libérale (ou néolibérale) vivace au Royaume-Uni, alors que la France reste héritière d'une tradition colbertiste... On peut toutefois observer, au niveau européen voire mondial, un intérêt croissant porté aux systèmes d'échanges. Le cas des émissions de gaz à effet de serre constitue une application d'envergure. Cependant, là encore, il est trop tôt pour en tirer des leçons.

Une autre difficulté majeure, d'ordre général, réside dans l'évaluation des effets environnementaux, du berceau au tombeau, dans le cadre d'analyses de cycles de vie (ACV). Les limites des connaissances scientifiques à ce sujet conduisent d'une part à définir des priorités en fonction de pressions sociales ou économiques, relayées par le politique, et d'autre part à fixer des objectifs à visées environnementales de façon cloisonnée. Les systèmes d'échanges ne sont susceptibles d'opérer que des décloisonnements partiels. Ils doivent eux-mêmes s'appuyer sur des règles fixées sur la base d'autres analyses, notamment environnementales. En d'autres termes, le progrès de l'évaluation environnementale reste un enjeu majeur.