

N° attribué par la bibliothèque :

*

THÈSE

Pour le Doctorat en Sciences Économiques

(Arrêté du 30 mars 1992)

*

GESTION SÉPARATIVE DES ORDURES MÉNAGÈRES : *apprentissage organisationnel et sentiers d'évolution*

*Soutenue publiquement en
octobre 1999*

par

Jean-François VEREECKE

*

Tome 1

*

Sous la direction de
Philippe ROLLET



Composition du Jury

Mme Marie-Paule KESTEMONT, Professeur en Sc. Économiques à l'Institut d'Administration et de Gestion, Université Catholique de Louvain (Belgique), Rapporteur

M. Gérard BERTOLINI, Directeur de recherche au CNRS, Université de Lyon 1, Rapporteur

M. Philippe LAREDO, Directeur de Recherche au CSI, École des Mines de Paris

M. Philippe ROLLET, Professeur à la Faculté des Sciences Économiques et Sociales, Lille 1

M. Bertrand ZUINDEAU, Maître de Conférence à la Faculté des Sc. Économiques et Sociales, Lille 1

Thèse financée par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME)

Ingénieur ADEME invité :

M. Marc CHEVERRY, Ingénieur ADEME, service gestion des déchets, Angers



À Isabelle Madeleine et Jean

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier Philippe ROLLET qui a bien voulu diriger cette thèse et y apporter un regard critique, précis et très constructif.

J'aimerais exprimer toute ma gratitude à Bertrand ZUINDEAU qui a suivi l'ensemble de mes travaux universitaires. Ses apports, tant sur le plan théorique qu'empirique, ont été décisifs pour l'achèvement de cette thèse.

Merci également à Marie-Paule KESTEMONT, Gérard BERTOLINI, Philippe LARÉDO, Philippe ROLLET et Bertrand ZUINDEAU, pour avoir accepté de participer au jury de soutenance.

Pour leur soutien, leur disponibilité et leurs conseils, je tiens en outre à remercier :

. l'Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) pour son soutien financier et pour la contribution de ses ingénieurs, en particulier Marc CHEVERRY responsable du suivi de notre programme ;

. le service « déchets municipaux » de l'Agence Régionale de l'Énergie, pour sa contribution à la valorisation au sein de l'OVAM¹ des méthodes de simulation et d'évaluation développées dans cette thèse ;

. Paul Henri BOURRELIER (président du CREID), les étudiants du DESS « Conception de projets en éco-développement », ainsi que les membres du comité de pilotage et l'ensemble des intervenants au programme PROSPECT'OM ;

. et toutes les personnes qui ont contribué à l'enrichissement de cette recherche, en particulier Philippe LARDÉ, Hubert JAYET (MÉDÉE), Jean-Louis LE MOIGNE (GRASCE), Faïz GALLOUJ (IFRÉSI), Sandrine ROUSSEAU - DE VETTER (MÉDÉE-IFRÉSI), Rémi BARBIER (ENGEES), Christophe DEFEUILLEY (CIRED), André GABET (TRISÉLEC), le Cercle National du Recyclage et l'association AMORCE.

¹ OVAM : Observatoire de la Valorisation Matière

SOMMAIRE

Remerciements	3
Sommaire.....	5
Introduction Générale	6
Partie 1 : Gestion séparative des ordures ménagères : Vers une modélisation des logiques intercommunales de changements techniques et organisationnels.....	18
<i>Introduction de la première partie</i>	<i>19</i>
Chapitre 1 Le contexte décisionnel des autorités organisatrices : légitimité et limites d'un cadre réglementaire fondé sur l'action procédurale	21
Chapitre 2 Une action procédurale définie en univers controversé.....	68
Chapitre 3 Une dynamique de changement requérant une interprétation et une modélisation de type évolutionniste.....	151
Partie 2 : Les enseignements de l'évolution actuelle des modes de gestion séparative des déchets ménagers : une étude de cas	180
<i>Introduction de la deuxième partie.....</i>	<i>181</i>
Chapitre 4 Du volontarisme politique à la planification obligée, une tendance au maintien de l'hétérogénéité des schémas technico-organisationnels	185
Chapitre 5 Les traductions de l'hétérogénéité : - une diversité des modèles de satisficing ; - une inégalité des performances.....	251
Chapitre 6 La réalité des modèles d'évolution et les biais d'une recherche de performance optimale	317
<i>Conclusion Générale Vers une relance du programme de modernisation</i>	<i>352</i>
Bibliographie.....	365
Annexes	381

« La loi d'entropie est, dans sa nature, la plus économique des lois physiques »

Nicolas Georgescu-Roegen

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Ordures, résidus, immondices... : les termes désignant la réalité objective du déchet rebutant ne manquent pas. Aussi multiples soient-elles, ces dénominations dérivent toutes de familles terminologiques affectées de connotations péjoratives. Les premières filiations trahissent autant le dégoût (*l'immundus* latin, devenu *immondice*) que l'insulte et le mépris (*l'ordure* du latin *horridus*, « qui fait horreur »). Les secondes branches étymologiques dérivent du verbe déchoir (du latin *cadere*, « tomber ») et évoquent « *la diminution qu'une chose subit dans l'emploi qui en est fait* » [J. GOUHIER (1995), p. 372].

La dérivation du concept de déchet et sa matérialisation réelle et quotidienne, représentée par la poubelle et le tas d'ordures, entraînent avec elles une série de notions dévalorisantes liées à la saleté, au danger, bref à la pollution. Socialement déconsidéré, le déchet est mis en marge et matériellement expulsé des lieux centraux. Comme l'explique J. Gouhier (1995, p. 373), « *son éloignement est d'autant plus grand, rapide et inconditionnel qu'il est plus intensément représentatif de la déchéance* ».

Au sein des problématiques environnementales, le déchet occupe une place originale, lui conférant un intérêt tout à fait particulier. De par son caractère subjectif² et l'image négative qu'elle cultive, la notion de déchet suscite l'ambiguïté. Entre le « rebut » et le « résidu », la signification des termes couvre souvent une question fondamentale : celle de l'implication de chaque acteur ou groupe d'acteurs dans sa production. Tout déchet, quel qu'en soit la nature, est d'abord issu d'un mécanisme de « perte » propre à chaque système fermé. Partant, se profile ainsi une seconde originalité de la problématique des déchets : la perte issue du fonctionnement d'un système est introduite dans un second système, lui aussi producteur de déchets. En ce sens, le déchet est une pollution dont le traitement engendre lui aussi d'autres pollutions.

La nature spécifique de cette problématique écologique pose plusieurs questions d'ordre économique suscitant un intérêt croissant auprès d'équipes de recherche de plus en plus nombreuses (*cf. infra*).

La première concerne les mécanismes économiques à l'origine de la croissance des gisements de déchets. Il s'agit ici de comprendre selon quelle logique, au sein des systèmes économiques, entrent les « inputs de ressources de valeur » et sortent les « outputs ultimes de déchets sans valeur » [N. GEORGESCU-ROEGEN (1979), p. 83]. Ce premier axe de recherche implique, pour les économistes, la reconnaissance d'une certaine *irréversibilité* des processus économiques ainsi que l'existence - à la racine du concept de rareté - d'une « loi économique de l'entropie ». En corollaire à cette reconnaissance, une certaine fatalité du déchet semble s'imposer, inspirant la remarque de N. Georgescu Roegen (1979, p. 92) « (...) *étant donné la nature entropique du processus économique, les déchets sont un output aussi inévitable que l'input des ressources naturelles* ». Le « déchet fatal » ainsi identifié,

² Ce qui est déchet pour les uns est ressource pour d'autres. Philippe PICHAT évoque, quant à lui la « relativité » de la notion en constatant que la perte de valeur du déchet reste relative au temps et à l'espace : « *des déchets d'épluchures envoyés en décharge à New York sont, dans la banlieue du Caire, une nourriture donnée aux moutons.* » [P. PICHAT (1995)].

impose une seconde voie de réflexion : le problème économique de son élimination. Négligée dans la fonction de production standard, l'élimination des déchets s'inscrit néanmoins dans un ensemble de processus requérant la recherche d'une rationalisation économique des process. *C'est à cette recherche que nous nous attachons dans cette thèse en visant l'analyse des logiques économiques dirigeant la modernisation actuelle des systèmes intercommunaux de gestion des déchets ménagers et, en particulier, la place que cette modernisation accorde au développement de la valorisation matière.*

I. CHAMP DE L'ÉTUDE

Dans cette thèse, nous nous attachons au cas particulier des déchets produits par les ménages ou, plus précisément, des « ordures ménagères au sens traditionnel »³.

Selon l'ADEME, le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement et l'Ifen, cette catégorie regroupe environ 4 % des tonnages de déchets produits annuellement sur le territoire national. Cette quantité peut sembler marginale à côté des déchets agricoles et industriels qui représentent respectivement 375 millions de tonnes et 105 millions de tonnes, soit 59,8% et 16,7 % du tonnage total. Cette faible proportion ne doit cependant pas cacher la réalité de la problématique écologique des déchets ménagers. Parmi ces 4 %, les ordures ménagères au sens strict représentent 20 millions de tonnes, soit environ 360 kg par habitant et par an. La progression annuelle du poids de la production individuelle de ce gisement serait d'environ +2 % par an.

Les ordures ménagères au sens traditionnel regroupent les ordures ménagères au sens strict (20Mt) et les déchets industriels banals (DIB) collectés avec les déchets des communes (5Mt). Les ordures ménagères sont à distinguer des « déchets des ménages » incluant les encombrants ménagers et dont sont exclus les DIB assimilés. La figure n°0.1.1.1. synthétise la terminologie servant à la constitution des bases de données nationales et précise la fraction étudiée de façon spécifique dans nos travaux (en grisé).

³ Par la suite nous utiliserons indifféremment les termes « ordures » et « déchets » même si la fraction étudiée correspond aux seules « ordures ménagères » telles qu'elles sont définies par la terminologie spécifique de l'ADEME.

Figure n° 0.1.1.1.

Production de déchets et terminologie adoptée par les institutions françaises

Les nombres représentent les quantités annuelles exprimées en millions de tonnes.

Source : ADEME, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Ifen.

Déchets de la collectivité 22.5	Déchets des ménages 24.5		Déchets industriels 105		Déchets agricoles 375	Déchets d'activités de soins à risque 0,15	Déchets inertes (mines, BTP, carrières) 100 ⁴	
Déchets verts 3	Encombrants ménagers 4.5	Ordures ménagères au sens strict 20		Déchets industriels banals (DIB) 94		Déchets d'élevage 275	Déchets de mines et carrières 76	
		Fractions concernées par la collecte sélective 1,5	Fraction collectée par les services municipaux 18,5	DIB collectés avec les déchets des ménages 5	DIB collectés de manière spécifique 89			Déchets de culture 55
		Ordures ménagères (sens traditionnel) 25			Déchets industriels spéciaux (DIS) 9 <i>(non compris les déchets sidérurgiques miniers)</i>	Déchets de forêt 44		
	Déchets municipaux 52							
	Déchets ménagers et assimilés 141							
Production totale de déchets : 627 millions de tonnes								

Depuis 1992, l'ADEME, en collaboration avec plusieurs partenaires, a mis en service un protocole de caractérisation des ordures ménagères permettant de préciser leur composition en fonction des structures d'habitat et du mode de vie des ménages. Le Modécom est la méthode la plus couramment utilisée pour l'évaluation des gisements lors de l'organisation des collectes sélectives. Après plusieurs années d'enquêtes, il fournit les estimations suivantes. La « poubelle des ménages » serait un mélange⁵ de 29 % de fermentescibles, 25 % de papier carton, 13 % de verre, 11 % de plastiques, 5 % de métaux, 3 % de textiles et de 15 % de matériaux divers.

Les ordures ménagères sont donc essentiellement composées de matières dites « banales » – car faiblement toxiques – et sont de densité variable. Selon le CREDOC, la part des matières plastiques et des emballages est en croissance continue depuis plus de vingt ans, ce qui tend à diminuer la densité moyenne des tonnages collectés et à engendrer de nouveaux rejets lors de leur traitement. Parmi les différentes fractions présentes dans les gisements, on trouve également des matières plus toxiques classées parmi les « déchets ménagers spéciaux » (tels les piles, solvants, produits d'entretien, peintures, batteries, médicaments, huiles...). Les difficultés d'identification et d'isolement de ces catégories rendent leur traitement spécifique très coûteux.

L'état des gisements et leur évolution tendancielle fournissent un aperçu de la problématique actuelle de l'enlèvement, de la valorisation et du traitement des déchets. Pris en charge par les communes ou leur regroupement⁶, l'élimination⁷ des déchets des

⁴ Selon une autre estimation de l'ADEME (1997), les « déchets de chantier » représenteraient 354 Mt/an dont 24 Mt pour les déchets du bâtiment et 330 Mt pour les déchets de travaux publics (qui n'apparaissent pas dans les données figurant dans le tableau). Ces écarts statistiques imposent une certaine prudence quant à l'utilisation des données de gisement.

⁵ Composition moyenne des ordures ménagères en 1993, en pourcentage du poids humide, source ADEME Modécom.

⁶ Article L 2224-13 du Code Général des Collectivités Territoriales.

ménages occupe une place de plus en plus importante parmi les préoccupations des élus locaux. Cette importance est aujourd'hui accrue par la profonde mutation que connaît le secteur et par l'augmentation sensible du poids économique du service d'enlèvement.

Que ce soit au niveau national ou international, le déchet, en tant qu'enjeu écologique, a occupé, à plusieurs reprises, le devant des scènes médiatique et politique. Avec les contentieux sur les transits internationaux de déchets⁸, les problèmes de sites contaminés par l'exploitation de décharges⁹ et, plus récemment, les débats sur la dioxine¹⁰, la gestion des déchets apparaît comme un secteur sensible dont les conséquences potentielles des opérations de traitement se révèlent de plus en plus sérieuses.

Juridiquement, l'évolution de l'image des solutions classiques d'élimination a eu pour conséquence un renforcement général de l'encadrement législatif de ces activités. Au niveau européen, les orientations politiques ont été précisées dès septembre 1989 et n'ont subi jusqu'ici que quelques ajustements. La juridiction française est en phase avec les textes européens et s'appuie principalement sur la mise en application de la loi de 1992, dite « loi sur les déchets ». Cette loi prévoit, entre autres, la disparition des décharges traditionnelles pour le 1^{er} juillet 2002, la mise en « centre de stockage des résidus ultimes (CSRU) » ne devant alors être accordée qu'aux seuls déchets « ultimes ». De façon plus générale, celle-ci impose aux collectivités de repenser une nouvelle gestion des déchets dont ils ont la responsabilité.

À la suite de ces dispositions, l'offre de service s'est engagée dans une profonde mutation aidée financièrement par le Fonds de modernisation de la gestion des déchets (FMGD) et par le dispositif des sociétés agréées (en particulier la société Éco-Emballages). Les élus locaux orchestrent la redéfinition des schémas techniques au travers de plans départementaux d'élimination des déchets ménagers. L'objectif de ces plans est d'orienter et de coordonner les actions afin qu'elles soient menées dans le respect des objectifs fixés par la loi.

Prévue initialement pour le 4 février 1996, leur rédaction a pris du retard. En outre, la synthèse des premiers plans a pu trahir leur imperfection. Globalement, les tendances affichées désignent l'incinération comme mode d'élimination privilégié, la valorisation matière marque le pas et le principe d'une réduction de la production des déchets est pratiquement absent. À ces observations viennent s'ajouter une méconnaissance des conséquences financières des projets ainsi qu'une tendance à un accroissement sensible du transport routier dû à la complexification des schémas de collecte et à l'éloignement des centres de traitement. Suite à la révélation de ces résultats, le 26 février 1997, Ambroise Guellec a remis à la Commission de la Production et des Échanges de l'Assemblée Nationale un rapport¹¹ dressant un bilan sévère de la loi de 1992. Dans l'optique d'une

⁷ Selon l'article 2 de la loi du 15 juillet 1975 modifiée, par « élimination » il faut entendre l'ensemble des opérations de collecte, transport, stockage, tri et traitement.

⁸ Faisant suite à la signature de la convention de Bâle du 22 mars 1989, le règlement du Conseil Européen (n°259/93), entré en application en mars 1994, a harmonisé les applicables aux échanges de déchets dans l'Union Européenne.

⁹ Rappelons l'exemple de la décharge industrielle de Montchanin. Fermée depuis 1989, le site avait été recouvert d'argile et continuait malgré tout de produire des pollutions gazeuses et liquides. Ses propriétaires ont été condamnés le 27 avril 1998 à une peine de prison avec sursis et à 150 000 francs d'amende.

¹⁰ En 1998, le relevé dans le lait de deux élevages d'Halluin d'une teneur en dioxines supérieure aux normes a conduit la Communauté Urbaine de Lille à fermer ses trois usines d'incinération.

¹¹ A. GUELLEC (1997).

révision des plans, le 28 avril 1998, le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement a adressé aux préfets une circulaire demandant l'adaptation des plans à un objectif de rééquilibrage des filières de traitement en faveur de la réduction à la source et de la valorisation matière (les objectifs de la circulaire précisent que 30% des déchets devraient être collectés séparativement en vue d'une récupération des matériaux et que 20% devraient être dirigés vers des unités de compostage) [D. VOYNET (1998)].

Au regard de l'enchaînement de ces événements, on peut se demander en quoi la réglementation française du secteur a pu pousser les collectivités à concevoir des dispositifs accordant une part importante à l'incinération au dépend de la valorisation matière. D'une façon plus générale, cette question nous amène à nous interroger sur les logiques gouvernant l'évolution et la sélection des techniques de collecte, de valorisation et d'élimination des déchets ménagers privilégiés au niveau intercommunal.

II. POSITION SCIENTIFIQUE DE LA THÈSE PAR RAPPORT AUX TRAVAUX RÉCENTS

Depuis les cinq dernières années, les publications analysant l'évolution récente des systèmes nationaux de gestion des déchets ménagers se sont multipliées en abordant cette problématique d'une façon assez diversifiée.

Parmi ces contributions, on trouve des approches globales étudiant les modifications institutionnelles et réglementaires opérées dans le secteur. Certaines fournissent des éclairages théoriques sur les conditions de la progression du recyclage [M.V. HENRY VITTMAN (1996), D. LLERENA (1993), G. ORANGE (1994), M. WILLINGER et al. (1992)], d'autres s'attachent plus aux dynamiques collectives que créent les processus de modernisation du secteur [R. BARBIER et P. LARÉDO (1994)].

Plusieurs contributions proposent des analyses économiques ciblées sur certaines caractéristiques propres aux diverses solutions pouvant être envisagées par les collectivités locales. Les connaissances relatives aux créations d'emplois dans le secteurs des déchets ont ainsi pu bénéficier des travaux de G. Bertolini, de l'ADEME et de plusieurs bureaux d'études [J. DESPROGES et G. DAVID (1998), G. BERTOLINI (1996), O. LAGADEC et F. MOISAN (1996), S. BROCHIER, N. FRACON et P. LANGEVIN (1995)]. L'analyse des coûts des dispositifs a également fait l'objet de publications dont les résultats ont permis l'élaboration d'outils d'aide à la décision [A. LE BOZEC (1994), G. BERTOLINI (1994), P. BAJEAT et N. DELAROCHE (1996), SOFRES CONSEIL – ADEME – AMF (1998)...]. Le cas particulier des déchets d'emballage a lui aussi inspiré différents auteurs [G. BERTOLINI (1995), C. DEFEUILLEY ET P. QUIRION (1995)]. Enfin, plusieurs travaux se sont attachés plus particulièrement aux conséquences économiques des montages juridiques intercommunaux comprenant une délégation de tout ou partie du service public au secteur privé [C. DEFEUILLEY (1996), R. PRUD'HOMME et F. YATTA (1995)].

Parallèlement à ces publications, différents programmes de recherche, dont les champs d'étude sont de dimension régionale (Programme PROSPECT'OM¹²), nationale

¹² PROSPECT'OM : Programme de Recherche sur les Orientations Socio-économiques, Politiques et Environnementales des modes de Collecte et de Traitement des Ordures Ménagères. Programme du Centre de Recherche sur l'Environnement Industriel – Dunkerque (CREID) et de l'Institut Fédératif de Recherche sur les Économies et les Sociétés Industrielles (IFRÉSI). Programme initié et financé par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, la Région Nord-Pas-de-Calais et la Communauté urbaine de Dunkerque.

(Étude CSI¹³) ou européenne (Étude EHESS¹⁴, programme du CEE¹⁵ UCL - ERRA), ont mobilisé des équipes de chercheurs sur l'évaluation et la caractérisation de politiques en fonction de critères diversifiés [R. BARBIER et P. LARÉDO (1994), O. GODARD dir. (1997), M.P. KESTEMONT (1996), J.F. VEREECKE et B. ZUINDEAU (1998)].

Parmi ces travaux, le programme de recherche du Centre Entreprise-Environnement (Institut d'Administration et de Gestion, Université Catholique de Louvain) propose une méthode d'analyse comparative de collectes séparatives mises en œuvre dans diverses localités d'Europe. Le modèle d'évaluation utilisé se base sur le concept de l'efficacité productive (« productive efficiency ») introduit par un article de M.J. Farrell [M.J. FARRELL (1957)]. Il vise l'estimation des performances des unités de production selon leur différence de coût, leur ratio de diversion¹⁶ et leur taux de refus en sortie de centre de tri [M.P. KESTEMONT (1996), pp. 26 et 27]. Ces valeurs relatives permettent de comparer des systèmes de configurations hétérogènes et d'effectuer des classements prenant en compte des critères économiques et environnementaux.

Le profil de nos travaux est assez proche de cette dernière orientation analytique. Intégrée au sein du programme PROSPECT'OM, la thèse développée ici vise l'interprétation économique des mécanismes d'évolution des modes de collecte séparative des déchets tels qu'ils se développent en France depuis une dizaine d'années. Notre démarche intègre ainsi un volet traitant de l'évaluation des performances des procédés selon une méthode voisine du concept d'efficacité productive. Pour autant, la démonstration et les développements que nous proposons de suivre ne se limitent pas à cette seule optique. Notre ambition est de pénétrer au cœur des processus de sélection dirigeant l'évolution des systèmes locaux de gestion des déchets ménagers afin de modéliser et d'analyser leurs mécanismes.

III. OBJET DE LA THÈSE

Notre objet est de proposer une interprétation économique des logiques d'adoption de technologies et de modèles d'organisation visant la valorisation matière des déchets ménagers. Par le biais d'une modélisation de ces logiques et d'une évaluation de leurs conséquences, nous soutenons la thèse selon laquelle **le cadre réglementaire et institutionnel de la gestion intercommunale des déchets ménagers oriente l'évolution des schémas locaux vers des dispositifs technico-organisationnels diversifiés et souvent peu efficaces.**

Sous le terme *d'efficacité*, nous entendons *la faculté de produire l'effet attendu d'une politique* ; c'est à dire la capacité qu'ont les autorités organisatrices d'assurer les bénéfices anticipés de leurs actions.

Notre démonstration nous amènera à étudier les conséquences théoriques et empiriques de la mise en œuvre d'une logique de "planification décentralisée" visant la modernisation des modes de collecte, de valorisation et de traitement des déchets ménagers.

¹³ Centre de Sociologie de l'Innovation.

¹⁴ École des Hautes Études en Sciences Sociales.

¹⁵ Centre Entreprise – Environnement, Université Catholique de Louvain.

¹⁶ Le ratio de diversion est le rapport entre la quantité de matière captée par la collecte sélective et la quantité totale de matière disponible, issue des ménages desservis par cette collecte.

L'ensemble du raisonnement sera ciblé sur le comportement des *autorités organisatrices*. Composées de communes et de regroupements intercommunaux, celles-ci sont désignées comme les collectivités territoriales ayant en charge la conception ou l'adoption des schémas de collecte et de traitement des déchets en vue d'assurer la fourniture du service aux habitants. Nous nous attacherons à expliciter les mécanismes conduisant ces structures intercommunales¹⁷ à passer d'une gestion dite "traditionnelle" des déchets, (*i. e.* une gestion organisée sur la base d'une collecte et d'un traitement des déchets en mélange, ne distinguant pas les flux selon leur nature), à une gestion dite "séparative" (*i. e.* une gestion fondée sur la séparation et l'orientation des flux vers des filières adaptées à leurs caractéristiques physiques). Nous considérons en effet que le principe d'une "modernisation" des systèmes d'élimination repose nécessairement sur une sélection et une séparation de fractions valorisables. Ce postulat repose sur plusieurs constats.

Tout d'abord il convient de rappeler et d'admettre l'échec des techniques de valorisation exploitées à partir d'ordures brutes. La valorisation organique du "tout venant" (*i.e.* de déchets collectés en mélange) produit un compost de qualité médiocre difficilement utilisable. Le recyclage de déchets collectés en vrac n'est pas économiquement viable car les matériaux valorisés ont des niveaux d'impureté gênant fortement leur réintroduction dans un cycle de production. Quant à la valorisation thermique, si elle est envisageable à partir du tout venant, elle n'en est pas moins irrationnelle si les déchets incinérés comprennent une proportion substantielle d'infusibles, de métaux lourds, de matériaux potentiellement polluants (notamment les matières chlorées), d'éléments à fort taux d'humidité (déchets verts) ou/et à faible pouvoir calorifique (comme le verre).

Ensuite, le principe d'une séparation des flux introduit la notion de *gestion intégrée* (*integrated waste management : IWM*) selon laquelle l'organisation optimale d'un schéma de collecte et de traitement est une organisation orientant chaque fraction de déchet vers la filière qui lui est la mieux « adaptée ». Si ce dernier critère demeure controversé¹⁸ [C. ALLEN (1998), p. 2], il nous paraît néanmoins pertinent. En effet, même s'il est délicat – et peu souhaitable – de désigner de façon stricte quelle est la filière adaptée à chaque fraction, l'idée d'une gestion diversifiée, proche de la complexité des divers composants des ordures ménagères, nous semble en accord avec le principe d'une « variété requise » des process.

Selon le principe de variété requise d'Ashby¹⁹, pour qu'un système atteigne ses objectifs, la variété d'action de son pilote doit être supérieure ou égale à la différence entre la variété d'état de sortie et la variété d'état des entrées de ce système. En appliquant ce principe à la problématique des déchets, on comprendra que, pour qu'un mode d'élimination soit adapté à l'hétérogénéité des matières présentes dans les inputs, il faut maintenir une diversité des filières de destination des déchets traités, accroître la variété des « commandes » du système et/ou diminuer la variété des entrées. En d'autres termes, la

¹⁷ Les structures intercommunales sont des établissements publics territoriaux ou locaux qu'il convient de distinguer des collectivités locales, personnes morales publiques dirigées par des élus du suffrage universel direct [A. LE BOZEC (1994), p. 56].

¹⁸ En effet, comme l'explique C. Allen, l'IWM repose essentiellement sur des analyses de cycle de vie qui, par nature, fournissent des résultats de court terme et ne tiennent donc pas compte des évolutions technologiques et des éventuelles innovations dans les matériaux. L'auteur dénonce par ailleurs l'usage abusif du concept d'IWM lorsqu'il est utilisé dans un but de légitimation des choix, en particulier dans le cas de solutions techniques très faiblement diversifiées.

¹⁹ On pourra trouver une application de cette loi à l'assainissement de l'eau et au recyclage des déchets dans G. ORANGE (1994).

prise en considération de la complexité de la composition effective des ordures ménagères impose une complexification des filières de traitement ainsi qu'une diversification des outputs.

En multipliant les filières d'élimination, les collectivités opèrent une séparation des flux de matières afin d'acheminer chaque fraction vers des séries de process devant permettre leur valorisation plus ou moins poussée et/ou la réduction de leur caractère nuisible. Certains déchets faisant partie des « propres et secs » (emballages non souillés, métaux, vêtements...) sont ainsi particulièrement adaptés au recyclage et peuvent faire l'objet d'une séparation à la source et d'un sur-tri manuel ou mécanique en vue de leur réinjection dans un nouveau cycle de production. D'autres fractions (déchets de jardin, papier-carton...) ont un caractère fermentescible et peuvent être compostés. Pour certains déchets à fort pouvoir calorifique, la valorisation thermique par incinération avec production d'électricité ou cogénération peut s'avérer plus pertinente. Sans entrer dans le détail des filières envisageables, retenons que celles-ci sont multiples et que chacune d'entre elles fait intervenir plusieurs procédés techniques. Par conséquent, la multiplication des filières d'élimination rend extrêmement difficile la recherche d'une gestion « optimale » des déchets.

Avec le principe de la séparation des flux, la rationalisation économique de l'offre de service d'élimination passe par la détermination d'équilibres micro-économiques de plus en plus complexes. A l'alternative récupération-élimination vient se substituer une série de choix de procédés intégrés au sein de filières plurielles dont les coûts et avantages effectifs sont encore relativement méconnus. L'imperfection de l'information relative à ces résultats, ajoutée au caractère souvent irréversible de certaines décisions technico-organisationnelles, soulignent fondamentalement l'intérêt d'une analyse économique des logiques d'adoption des systèmes séparatifs de gestion des ordures ménagères.

Dans l'optique d'une telle analyse, il est bon de revenir sur un certain nombre de caractéristiques techniques et organisationnelles spécifiques au domaine étudié.

Tout d'abord, il convient d'observer que chaque procédure de changement s'inscrit autant dans l'histoire des autorités organisatrices que dans celle des techniques disponibles sur le marché. En d'autres termes, les mécanismes de modernisation des systèmes locaux s'organisent selon une logique de déséquilibre nécessitant une approche analytique de type dynamique [C. DIVRY, S. DEBUISSON et A. TORRE (1998), p. 115]. Selon l'optique schumpeterienne, ce type d'approche consiste à introduire une réflexion séquentielle tenant compte, non seulement, de l'état des variables exogènes au temps t , mais aussi de leurs valeurs passées et des prévisions concernant leurs états futurs [J. A. SCHUMPETER (1951), p. 143].

Cette vision de l'évolution économique est d'autant plus adaptée au secteur étudié qu'une grande partie des expériences que nous aborderons ont été conçues à une époque où l'environnement technologique n'était pas capable de fournir les solutions adaptées aux problématiques locales. Ainsi, contrairement aux postulats des théories traditionnelles, dans notre thèse, les alternatives technico-organisationnelles ne sont pas données *ex ante* et les informations relatives aux conséquences des choix opérés sont loin d'être maîtrisées par les autorités organisatrices. En réalité, nous nous situons clairement dans un secteur où l'innovation occupe une place centrale et où les processus de sélection des systèmes de production sont encore mal connus.

Afin de proposer une interprétation économique des changements techniques et organisationnels dans le domaine de la gestion séparative des

ordures ménagères, nous analysons ces processus selon une optique évolutionniste.

Le choix de cette base théorique se justifie non seulement par la spécificité du secteur étudié (importance des innovations, principes de sélection originaux...), mais également par la pertinence des hypothèses structurant ce type d'approche. Parmi celles-ci, deux idées fondamentales, identifiées par B. CORIAT et O. WEINSTEIN (1995, p. 114-116) dominent les traits distinctifs de ce courant²⁰.

La première contient le principe selon lequel les organisations doivent être perçues comme des systèmes complexes, constitués d'individus distincts ayant leurs propres caractéristiques cognitives. Cette vision de l'organisation implique que les acteurs agissent selon un modèle de rationalité de type procédural tel que le définit H.A. Simon (1959). Par opposition avec la rationalité *substantive* (ou *substantielle*) de l'approche traditionnelle, la rationalité *procédurale* ne considère pas les objectifs et les moyens comme donnés *a priori* mais comme les objets d'une investigation. Les comportements deviennent ainsi des problématiques d'étude à part entière et leur spécificité s'ouvre à la modélisation. L'adoption de cette hypothèse conduit les évolutionnistes à envisager les déterminants des décisions selon l'angle du *satisficing*, par opposition aux comportements maximisateurs, et donc à postuler que les agents recherchent l'action conduisant à un résultat assurant la réalisation de critères spécifiques de satisfaction.

La seconde hypothèse est de considérer les routines et l'apprentissage comme le cœur des modèles définissant les formes de réponses organisationnelles. Cultivant des « savoir-faire » spécifiques, chaque organisation se dote de « répertoires de réponses » lui permettant de faire face aux changements nécessaires. Le caractère tacite de ces modèles cognitifs justifie la persistance d'une relative hétérogénéité dans les solutions choisies face à une même problématique. Directement lié à l'hypothèse de rationalité procédurale, ce second postulat introduit une approche originale de l'économie de l'innovation explicitant les logiques de création et d'adoption de technologies à partir des caractéristiques cognitives et téléologiques propres à chaque organe décisionnel complexe [J-L. GAFFARD (1990), p. 239].

Appliquées généralement aux entreprises, les analyses évolutionnistes abordent les questions liées à la « cohérence » des firmes [G. DOSI, D. TEECE et S.G. WINTER (1990)], à leur approche du changement par la compétition technologique [R.R. NELSON et S.G. WINTER (1982), G. DOSI *et alii* (1988)] ou encore à la relation entre les secteurs d'activité et la direction du progrès technique [K. PAVITT (1984)]. A notre connaissance, l'application de ce type d'approche à l'innovation dans les services publics intercommunaux n'a pas encore fait l'objet d'un programme de recherche approfondi. Pour autant, ce programme ne manque pas d'offrir un intérêt heuristique clair. L'offre de services publics intercommunaux est à la charge d'organisations dotées de mécanismes de sélection technologique spécifiques. Les systèmes d'apprentissage collectif y jouent un rôle fondamental de diffusion de connaissances et de pratiques participant, en retour, à des reconfigurations organisationnelles parfois très complexes. Cette complexité tend à s'accroître avec le développement de l'intercommunalité et de certains schémas de gestion déléguée au secteur privé. Avec la mutation progressive des formes organisationnelles, apparaissent de nouvelles pratiques et routines conduisant à des processus évolutionnistes originaux. A un niveau plus macroéconomique, ces modèles d'apprentissage organisationnel contribuent à la formation de trajectoires techniques rigides dont les causes précises

²⁰ Tel que l'expose S.G. Winter dans O. WILLIAMSON et S.G. WINTER (1992).

doivent encore être identifiées. Un angle d'approche évolutionniste présente, à notre avis, l'avantage de fournir certains concepts analytiques propres à traduire la réalité économique des dynamiques de changement opérant dans le secteur des déchets ménagers.

Sur le plan méthodologique, nous nous baserons sur des modèles de *satisficing* articulant les axes clés des décisions publiques en matière de gestion des déchets ménagers. Contrairement à un éventuel « schéma optimal », nous considérons que ces critères peuvent être désignés *ex ante* en fonction des objectifs communs à l'ensemble des programmes intercommunaux. Loin d'être uniques, ils sont regroupés en quatre axes :

- l'axe économique ;
- l'axe écologique ;
- l'axe participatif ;
- l'axe social.

L'importance qu'accordent les autorités organisatrices à chacun de ces axes conditionne la morphologie du système qu'elles mettront en œuvre. En d'autres termes, dans le sens où ils décrivent les finalités recherchées par les décideurs, ces axes définissent le *profil téléologique* des schémas intégrés de gestion des déchets ménagers. En tant que variable-clé des décisions publiques locales, le concept de profil téléologique sera intégré à nos raisonnements dans le but de mieux interpréter les règles guidant les changements technico-organisationnels.

Notre approche du premier axe consistera à analyser le poids économique des composantes de chaque dispositif technique envisageable par une collectivité. Pondéré en fonction des flux de déchets et de populations desservies par les « fractions » du service public, l'évaluation économique nous aidera à mieux saisir les conditions de satisfaction d'un objectif de limitation des coûts.

L'axe écologique nous amènera à approfondir ce qui représente le cœur de la justification théorique des orientations législatives : la limitation des pollutions et la préservation des ressources naturelles. Cette démarche articulera une recherche des impacts écologiques de différentes dispositions techniques et une réflexion sur les controverses liées à leurs conséquences effectives.

Le troisième axe vise l'étude de la participation des usagers à la réalisation du service de gestion séparative des déchets ménagers. L'implication nouvelle des ménages, notamment par le tri des déchets « à la source », crée de nouvelles « relations de service » dont les conséquences sur l'efficacité des dispositifs ne sont plus à prouver [R. BARBIER et P. LARÉDO (1997), p. 82]. Les réalités de l'effort exigé, ses conséquences politiques et économiques et l'impact environnemental du « geste citoyen » sont autant de données nouvelles, encore mal maîtrisées, conditionnant en partie l'évolution des systèmes techniques locaux.

L'axe dit « social » est ici restreint à l'étude de l'impact des choix publics sur l'emploi local. La collecte séparative et le tri des déchets ont, dès le lancement des premières expériences, été perçus par les pouvoirs publics comme des solutions nouvelles au problème de l'emploi. Le principe d'une séparation des flux de matériaux devait mobiliser une main-d'œuvre plus importante qu'auparavant et constituait donc une opportunité pour la création de postes nouveaux et/ou pour la requalification et l'insertion professionnelle. Nous reprenons ici cette idée afin d'analyser les relations existant entre la morphologie des systèmes mis en œuvre localement et leurs effets respectifs sur l'emploi local.

L'ensemble du raisonnement s'organisera en deux parties.

La première aura pour objet la construction d'un modèle théorique tentant d'explicitier les mécanismes séquentiels à la base des changements techniques et organisationnels des systèmes intercommunaux de gestion des déchets ménagers. A partir

des spécificités de la législation et de l'organisation territoriale et institutionnelle du service d'enlèvement, nous soulignerons l'originalité des relations entre les acteurs du système ainsi que les problèmes d'ordre cognitif auxquels ils sont confrontés. À partir de ces constats et de la proposition d'une base théorique adaptée aux axes directeurs de notre problématique, nous élaborerons un outil d'analyse économique des processus d'adoption et d'innovation technico-organisationnels.

Dans une deuxième partie, cet outil sera exposé aux réalités empiriques par le biais d'une étude menée auprès de regroupements de communes mettant en œuvre différents systèmes de collecte séparative. Notre échantillon sera constitué de la quasi-totalité des expériences menées dans la région Nord-Pas-de-Calais. La démarche articulera une analyse de l'évolution des solutions proposées au problème de la valorisation matière des déchets, une évaluation de leurs coûts et effets ainsi qu'une vérification des hypothèses comportementales émises en première partie. Par ce biais, nous montrerons que les formules d'apprentissage organisationnel conduisent à la formation de systèmes d'efficacité inégale, dont la spécificité est en grande partie liée à la morphologie fonctionnelle, téléologique et cognitive des organisations. Nous verrons ainsi que ces évolutions conduisent à la formation de dispositifs multiples marqués par la persistance de *l'hétérogénéité* et par certains *déficits d'efficacité*.

PREMIÈRE PARTIE

*GESTION SÉPARATIVE
DES ORDURES MÉNAGÈRES :*

*VERS UNE MODÉLISATION DES LOGIQUES
INTERCOMMUNALES DE CHANGEMENTS
TECHNIQUES ET ORGANISATIONNELS*

INTRODUCTION DE LA PARTIE

Afin de déterminer les liens existant entre le cadre réglementaire et l'orientation des dispositifs intercommunaux de gestion des déchets ménagers vers tels ou tels schémas techniques, nous proposons, dans une première partie, de formaliser les logiques d'évolution des systèmes locaux d'élimination.

Les mécanismes décisionnels dirigeant les processus de modernisation des systèmes intercommunaux de gestion des déchets ont profondément évolué depuis les dix dernières années. Le volontarisme politique à l'origine des premières expériences de collecte sélective a, au début des années 90, laissé place à une logique de « planification obligée » [B. ZUINDEAU (1995), p. 3] encadrée juridiquement par la révision de la loi sur les déchets.

Par ailleurs, loin de définir un modèle organisationnel unique et généralisable à l'ensemble des territoires, le développement progressif des collectes séparatives s'est traduit jusqu'ici par une profonde diversification des procédés [R. BARBIER et P. LARÉDO (1994), p. 2]. Si l'expérience pionnière de la « poubelle bleue », mise en place à Dunkerque dès 1988, a été suivie dans son principe général (la collecte séparée de fractions valorisables), ses traductions techniques demeurent hétérogènes, tout comme leurs résultats en termes de rapport coût-effet [J-F VEREECKE (1997), p. 277].

Dans cette première partie, nous démontrons que, malgré la diversité apparente des modes de gestion intercommunale des déchets, il est possible d'interpréter les mécanismes de changement opérés localement à l'aide d'un modèle unique. Nous montrons ainsi que les décisions relatives à l'organisation des flux et à la mise en œuvre des techniques de collecte et de traitement des ordures ménagères reposent sur une structure commune caractérisée par :

- *une dominance des controverses et des irréversibilités ;*
- *des choix fondés sur la satisfaction de critères de second rang ;*
- *une logique séquentielle d'apprentissage organisationnel.*

Le premier chapitre sera consacré au contexte décisionnel imposé par le cadre juridique du service public d'élimination des déchets. Par l'étude des obligations réglementaires et des possibilités de montage juridique dont bénéficient les collectivités, nous déclinerons les variables clés intervenant dans les procédures intercommunales d'élaboration des choix techniques. Nous mesurerons ainsi le degré de liberté des actions

que peuvent engager les élus locaux. Nous évaluerons également leurs possibilités d'accès et de traitement des informations nécessaires à l'optimisation de leurs dispositifs techniques.

Partant des constats soulignés par le premier chapitre, nous montrerons, dans un second temps, les limites d'une interprétation microéconomique standard des logiques de changement, appliquée au secteur des ordures ménagères. Nous verrons en particulier que le degré de sensibilité des équilibres microéconomiques et le poids des controverses caractérisant l'univers décisionnel des responsables locaux rendent les choix publics sensibles à l'évolution de conventions. Une approche rapide des mécanismes guidant la dynamique de ces conventions nous conduira à envisager une étude des processus de changement des schémas intercommunaux selon une optique évolutionniste.

L'approche évolutionniste des changements techniques nous mènera à l'élaboration d'un modèle unique d'apprentissage organisationnel susceptible d'explicitier les logiques séquentielles de changement technique observées au sein des structures intercommunales.

CHAPITRE 1

LE CONTEXTE DÉCISIONNEL DES AUTORITÉS ORGANISATRICES : LÉGITIMITÉ ET LIMITES D'UN CADRE RÉGLEMENTAIRE FONDÉ SUR L'ACTION PROCÉDURALE

La première étape de notre formalisation consiste à analyser la spécificité du cadre réglementaire et institutionnel de la gestion des ordures ménagères.

Depuis l'apparition des premières expériences de collecte sélective, le cadre juridique et organisationnel des systèmes intercommunaux s'est profondément modifié. C'est avec l'adoption, en 1992, de la loi sur les déchets que ces modifications ont été les plus sensibles. Nous verrons dans ce chapitre que ce nouveau cadre juridique a induit une réorientation générale de la "politique déchets" ne pouvant être assimilée à une internalisation des effets externes.

Nous montrerons que la réglementation des ordures ménagères se fonde sur un principe de décentralisation des choix techniques faisant reposer l'évolution des modes de gestion sur des processus cumulatifs d'apprentissage.

Dans une première section, nous dresserons le cadre juridique en étudiant les objectifs et le caractère incitatif de la loi sur les déchets.

Une seconde section sera consacrée au cas spécifique des déchets d'emballages, tel qu'il est régi par le dispositif Éco-Emballages.

SECTION 1.

LÉGITIMITÉ ET LIMITES DU CADRE RÉGLEMENTAIRE DE LA GESTION DES DÉCHETS MÉNAGERS

Examinons, dans un premier temps, la spécificité du cadre réglementaire de la gestion des ordures ménagères.

Dans cette section, en partant de la définition du déchet et des problèmes posés par ses modes de traitement, nous distinguons les caractéristiques propres aux externalités que produisent la création, la gestion et l'élimination des ordures ménagères. Nous rappelons ainsi que les formes d'externalités produites sont parfois indirectes et souvent complexes. Cette complexité augmente les coûts de recherche d'un optimum de pollution et rend impossible une définition stricte des responsabilités.

Ces obstacles à l'internalisation ont conduit l'État à assumer un rôle d'incitation et de régulation basé sur des objectifs flous.

À partir des textes législatifs nous montrons que le caractère ambigu des objectifs de la loi expose les structures intercommunales au risque de mettre en œuvre des dispositifs techniques peu flexibles dont le choix s'effectue en univers incertain.

I. Le déchet et ses " effets externes "

Selon la loi du 15 juillet 1975, doit être considéré comme déchet "*tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon*".

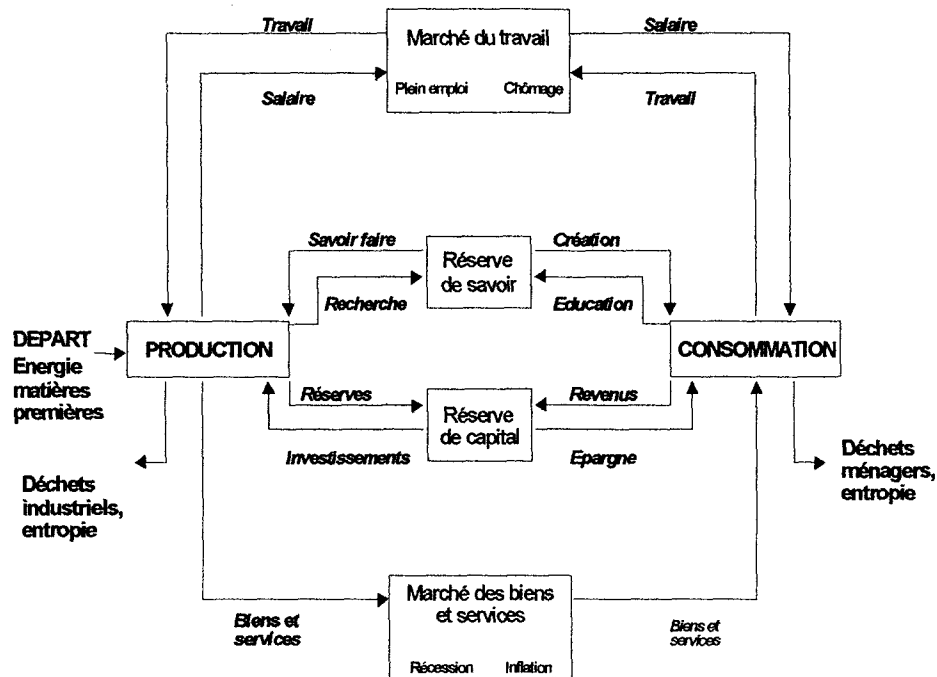
Comme la "déchéance", étymologiquement le mot déchet vient de "cadere" traduction latine du verbe tomber. Le déchet serait donc le résultat d'une chute d'un bien vers un état inférieur. En d'autres termes, il s'agirait d'une dégradation, d'un effet "d'entropie". Les systémistes reprennent généralement cette définition à leur compte en associant le déchet à l'effet de perte d'énergie [J. DE ROSNAY (1975), R PASSET (1996), p. 65, N. GEORGESCU-ROEGEN (1979)].

La conception énergétique de l'économie consiste à appliquer aux systèmes de production et d'échange, les mêmes lois que celles de la thermodynamique. Ainsi selon De Rosnay, "*pour qu'il y ait production de travail, il faut que l'énergie coule, c'est à dire se dégrade en chaleur irrécupérable, par la suite d'une chute de potentiel allant d'une source chaude à un puits froid*". Cette citation, qui semble nous éloigner des conceptions traditionnelles de l'économie, illustre pourtant bien les mécanismes régissant les systèmes de production. Afin de compléter et d'illustrer son propos, l'auteur prend appui sur une représentation schématique des flux de production et d'échanges. Ce schéma, que nous avons reproduit ci-dessous, nous représente le déchet comme un flux sortant du système économique sous la forme de perte d'énergie et de matière.

Figure n°1.1.1.1.

Représentation simplifiée de l'entropie du système économique

Source : DE ROSNAY (1975)



D'après la représentation systémique, l'énergie et la matière importées par le système économique ressortent donc sous forme de chaleur irrécupérable et de déchets non recyclés, autrement dit d'entropie. Cette entropie constitue une mesure de la dégradation énergétique du système et se doit, en conséquence, d'être minimisée.

Aussi séduisante soit-elle, cette représentation du déchet demeure très insuffisante. La traduction du concept par l'effet d'entropie néglige l'obligation de traitement des déchets et donc son intégration dans d'autres processus de production (production de services de propreté, réseaux de chaleur, exploitation d'aires de stockage, recyclage).

En représentant les déchets comme des flux sortant du système économique, la schématisation de De Rosnay semble négliger l'existence d'une *économie du déchet*.

Une seconde voie possible consiste à analyser la problématique des déchets à partir de la notion d'effet externe²¹ qui, contrairement à l'idée exprimée par le terme "entropie", est profondément *intra systémique* dans le sens où elle établit un lien entre les fonctions d'utilité à l'intérieur même du système économique.

I.1. LES RÉFLEXIONS QU'INTRODUISENT LES DIFFÉRENTES DÉFINITIONS DU CONCEPT D'EXTERNALITÉ

L'idée de l'existence d'externalités a fait l'objet de réflexions depuis plus d'un siècle, notamment avec la publication, en 1890, de l'ouvrage d'Alfred Marshall, *les principes d'économie publique*, dans lequel l'auteur explique la croissance et la décroissance des

²¹D'autres approches du problème des déchets fondées sur la notion d'externalité sont proposées par R. Barbier (1996), M.V. Henry-Wittman (1996), les économistes du BETA de Strasbourg [M. WILLINGER et al. (1992)].

rendements par l'existence d'« économies externes ». L'intégration de cette notion à la théorie du bien-être est apparue plus tardivement, avec les travaux de Pigou (1920, voir notamment p. 134 et suivantes). Dans son ouvrage, Pigou indique que « *L'essence du phénomène est qu'une personne A, en même temps qu'elle fournit à une autre personne B un service déterminé pour lequel elle reçoit un paiement, procure par la même occasion des avantages ou des inconvénients d'une nature telle qu'un paiement ne puisse être imposé à ceux qui en bénéficient ni une compensation prélevée au profit de ceux qui en souffrent* ».

J.J. Laffond (1991, p. 15) propose une autre définition ; selon lui, l'effet externe désigne "tout effet indirect d'une activité de production ou d'une activité de consommation sur une fonction d'utilité, un ensemble de consommations ou un ensemble de productions."

Le premier apport de cette définition est l'idée selon laquelle l'activité produit des « effets indirects », plus précisément des effets « hors marché ». Ces effets, considérés au sens large, sont bénéfiques ou néfastes à l'utilité, la consommation ou la production d'autres agents. En d'autres termes, les externalités peuvent être positives (à effets bénéfiques) ou négatives (à effets néfastes). On peut donc imaginer qu'une seule et même activité produira des effets bénéfiques à certains agents et des effets néfastes à d'autres. La question de la perception des effets se trouve donc posée avec, en corollaire, la problématique de leur mesure.

La présence d'externalités trahit un dysfonctionnement du marché en empêchant la réalisation d'une allocation optimale des ressources (au sens de Pareto). Au niveau des coûts, cet écart à l'équilibre se traduit par une différence entre le coût privé, c'est à dire le montant des paiements effectués par l'agent à l'origine de l'activité, et le coût social, c'est à dire le coût imposé par l'activité à l'ensemble de la collectivité [S. FAUCHEUX et J.F. NOËL, (1995), p.180]. Le coût externe évalué par cette différence, nous donnerait donc une estimation quantitative de l'importance des externalités.

Certaines définitions introduisent d'autres interrogations. Ainsi J-E. MEADE (1973, p. 15) indique qu'une externalité est un événement produisant un bénéfice ou un dommage substantiel à une ou plusieurs personnes n'intervenant pas dans les décisions directement ou indirectement à l'origine de l'effet en question. Cette interprétation du concept d'externalité pose la question de la participation aux décisions en précisant le fait qu'il y a externalité quand la victime ou le bénéficiaire de ces effets n'est pas intervenu dans la décision qui les a produits. Cette précision ne répond pas pour autant à la question essentielle de la responsabilité des agents : qui produit et qui est responsable de la production d'externalités ?

En résumé, la Théorie des Externalités, confrontée au problème des déchets ménagers, conduit à se demander :

- Dans quelle mesure pouvons-nous considérer que les déchets sont des externalités et quels types d'externalités produisent-ils ?
- Quels sont les producteurs identifiés de ces externalités et quel est leur degré de responsabilité dans l'existence d'effets externes ?

Ces réflexions devraient nous permettre de mieux comprendre l'essence d'un éventuel processus d'internalisation privilégié à l'échelle nationale.

I.2. DANS QUELLE MESURE POUVONS-NOUS CONSIDÉRER QUE LE DÉCHET EST FACTEUR D'EXTERNALITÉS ?

La définition pigovienne des externalités souligne l'existence de phénomènes hors marché, dont les bénéfices et les dommages ne seraient pas compensés par un système de paiement. L'application de cette définition au déchet pose donc d'emblée le problème d'une conception non marchande de leur gestion. En d'autres termes, la conception des déchets en tant qu'externalités conduit à considérer que leur élimination ne fait pas l'objet d'une totale compensation monétaire directe ou indirecte.

Les déchets ménagers sont les résultats d'activités de consommation affectant la fonction d'utilité des habitants qui en subissent les nuisances (visuelles, olfactives, effets sur la santé etc.). Si on prend l'exemple des décharges sauvages, on peut dire que l'utilité qu'obtient un agent A en évacuant ses résidus dans des lieux publics affecte celle de l'agent B qui les fréquente. En considérant, en outre que, par effet de percolation et de ruissellement, ces dépôts sauvages viennent polluer les nappes phréatiques et les cours d'eau, on constate l'importance des effets externes indirects produits par les gisements de déchets. En d'autres termes, si l'on se situe dans un cas simple d'économie à deux agents, l'utilité de chaque agent dépendra de ce que consomme l'autre et de la conséquence de cette consommation sur la production de déchets.

Nous nous trouvons donc bien face à une problématique de production d'effets externes. Cette problématique repose néanmoins sur l'hypothèse irréaliste selon laquelle aucun système de gestion des déchets ne permet une compensation des effets affectant l'utilité des habitants. Jusqu'à présent, nous avons en effet considéré les seules conséquences de l'existence de déchets ; or dès leur production, ceux-ci sont généralement introduits au sein de filières de retraitement. Dans cette situation, la recherche des effets externes se trouve confrontée au fait que nous n'avons pas pris en compte la compensation partielle (par les services d'enlèvement et d'élimination) de la perte de bien-être occasionnée par la production de déchets²². Le meilleur moyen de contourner l'étroitesse de cette hypothèse est de considérer les externalités produites par le traitement des déchets et non celles induites par leur production.

I.3. QUELS TYPES D'EXTERNALITÉS LE DÉCHET ENGENDRE-T-IL ?

En considérant les externalités produites par les systèmes de gestion des déchets, on peut s'interroger sur l'intensité et les caractéristiques des dommages produits. Nous proposons ici un survol des éventuels dommages causés par la collecte et le traitement des déchets. La problématique environnementale fera l'objet d'une investigation beaucoup plus précise en seconde partie, notamment en rapprochant les catégories de déchets traitées aux types de polluants rejetés.

²² D. Pearce et R.K. Turner (1990, p. 61) rappellent en effet que l'existence d'un coût ou d'une déséconomie externe suppose deux conditions :

1. *An activity by one agent causes a loss of welfare to another agent.*

2. *The loss of welfare is uncompensated.* »

I.3.1. Les dommages causés par le transport des déchets

Le transport routier des déchets provoque l'émission de différents polluants gazeux (CO₂, CO, HC, NO_x et particules) et de nuisances liées aux bruits des bennes. Les facteurs d'influence de l'intensification des kilométrages moyens parcourus dans les zones urbaines font l'objet de nombreuses études [C. GALLEZ et alii (1996)]. De manière générale, la minimisation des transports terrestres de déchets est assurée par des calculs barycentriques de répartition de la population. D'autres méthodes se basent sur les parcours permettant un remplissage des bennes afin de limiter les trajets sans collecte (« le haut le pied »).

La recherche d'une gestion optimale des transports se trouve également contrainte par de nombreux facteurs d'influences :

- La nature du réseau routier,
- La climatologie, en particulier le nombre de jours hors gel et l'enneigement pour les régions de montagne,
- Le type d'habitat, c'est à dire le nombre de foyers par maison, le nombre d'étages par immeuble, la proportion entre individuel - petit collectif et grands immeubles.

Outre ces contraintes locales, les externalités liées au transport des déchets sont également fonction des voies de transit privilégiées. Selon une étude d'Erdyn Consultants, le transport par route induirait un coût externe plus de dix fois supérieur au transport fluvial (cf. figure n°1.1.1.2.). Les collectivités auraient donc intérêt à diversifier leurs modes de transport des déchets et à adopter des systèmes logistiques plus intégrés qu'ils ne le sont actuellement.

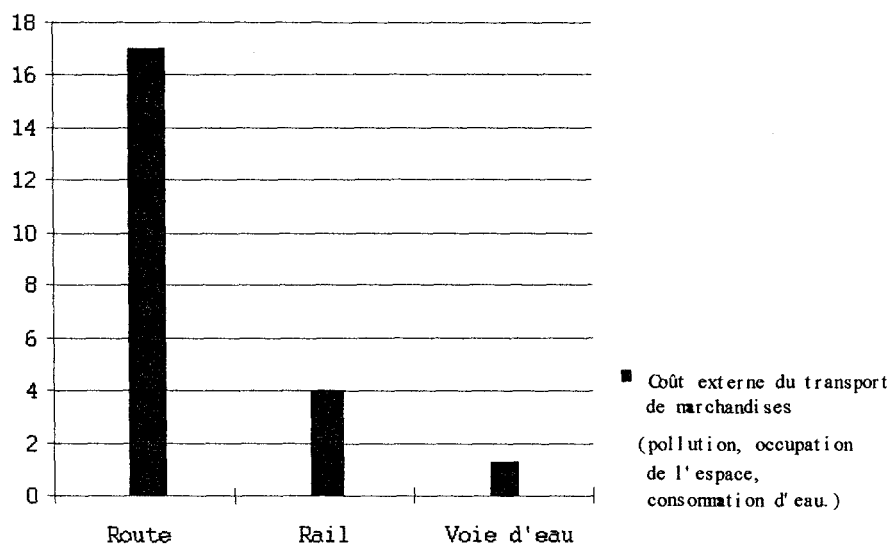
Figure n°1.1.1.2.

Le problème du transport des déchets.

Source Erdyn Consultants

Les coûts externes des modes de transport des déchets.

Source Erdyn Consultants
en F/100 t / km



Malheureusement, les observations locales montrent que le développement de moyens de transport alternatifs à la route est encore faible en France (selon l'ADEME, la

route représenterait encore 97% de la part de marché totale du transport des ordures ménagères), à la différence de ce que l'on peut observer aux États-Unis ou en Grande Bretagne où l'on achemine les ordures par train et par péniches vers les centres de traitement.

1.3.2. La problématique de l'incinération

L'incinération des ordures ménagères produit différents polluants : dioxyde de soufre (SO₂), oxyde d'azote (Nox), monoxyde de carbone (CO), arsenic, poussières, acide chlorhydrique, métaux lourds et la dioxine dont les conséquences sur la santé sont aujourd'hui démontrées.

Le principal danger de l'incinération provient de l'acide chlorhydrique (en partie responsable des pluies acides) dont les deux tiers se retrouvent dans les gaz de combustion. Une étude de l'ANRED précise que le PVC serait responsable d'environ 50% de ces rejets chlorés.

La présence de métaux lourds est due, quant à elle, aux déchets toxiques en particulier les piles et accumulateurs (mercure et cadmium), aux plastiques (cadmium) et à divers papiers, fines, ferrailles, etc. (plomb et zinc)²³.

Ces constats nous montrent l'importance du renforcement des actions à la source : conception des produits, limitation de la production d'ordures ménagères, collecte séparative des DMS²⁴, des plastiques, des huiles usagers, des matériaux à faible PCI²⁵ (verre, acier) et des produits à fort taux d'humidité.

1.3.3. Les pollutions liées au stockage des déchets

Les décharges, qu'elles soient exploitées en régie directe ou sous la forme de concession sont soumises à la réglementation spéciale relative aux installations classées (article 7 de la loi du 15 juillet 1975). Outre les nuisances bien connues qu'elles occasionnent au cours de leur exploitation (odeur, pollution des sols, des eaux, paysage, incendies, explosions, ou encore bruits dus aux mouettes), elles présentent certains risques écologiques pendant leur excavation [R. PRUD'HOMME (1995)] :

Les émanations de gaz provoquent des risques d'intoxication du personnel, des risques d'incendies, de feux d'engins et d'explosions. De plus, l'écoulement des lixiviats (ou jus de décharge) peut être aggravé par des écoulements hors zone de travaux ou par des stagnations polluantes. Enfin, les éboulements peuvent provoquer des coulées de boues et des chutes de déchets hors zone.

Le principal problème des décharges réside dans les effets à très long terme du stockage souterrain. Compte tenu de la vitesse de percolation de l'eau de pluie, il faut plusieurs dizaines d'années pour commencer à ressentir la pollution des nappes phréatiques et plusieurs centaines d'années pour évacuer "naturellement" cette pollution. La problématique de l'enfouissement des déchets implique donc autant les générations présentes que futures.

Au regard de ces risques et nuisances, la législation française prévoit la fermeture à l'horizon 2002 des décharges traditionnelles pour n'autoriser que le stockage des déchets "ultimes" (Article 2-1 de la loi du 13 juillet 1992). Pourtant certains sites considérés

²³ Notons que des études récentes ont montré que l'incinération de matières chlorées (telles le PVC) entraînait un transfert de métaux lourds des mâchefers vers les REFIOM par effet de gain en volatilité [L.P.M. RIJPKEMA, J.A. ZEEVALKINK (1996), p. 62].

²⁴DMS : déchets ménagers spéciaux

²⁵PCI : Pouvoir Calorifique Inférieur.

comme pionniers dans les programmes innovants de gestion des déchets ménagers (exemple de Bapaume(62)) continuent de considérer que l'enfouissement des déchets pose moins de problèmes que l'incinération, dès lors que l'on extrait la part fermentescible par une collecte sélective (la fermentation produit les biogaz, une partie des lixiviats et surtout les odeurs nauséabondes évoquées auparavant). Ce contre-exemple nous donne une idée de l'étendue de la controverse qui caractérise la problématique des déchets, notamment la définition du déchet ultime : cette question sera étudiée par la suite.

Si l'on regarde les matrices d'évaluation indicative de l'écolabel européen, on se rend compte que la gestion globale des déchets ménagers a un impact sur l'ensemble des aspects écologiques étudiés [A. BLOUET et E. RIVOIRE, (1995)] :

La consommation de ressources naturelles : on parlera plus de gaspillage en cas de non-récupération des matières valorisables. La question du gaspillage des ressources naturelles constitue l'aspect central du problème des déchets.

L'importance des déchets : le traitement des déchets est lui-même facteur de production de résidus : mâchefers, REFIOM²⁶, résidus "ultimes"²⁷.

La pollution et la dégradation du sol dues à la relative perméabilité des décharges et au stockage de déchets spéciaux de forte toxicité.

La contamination de l'eau par la percolation des décharges.

La contamination de l'air, par le transport et l'incinération des déchets.

Le bruit essentiellement dû au transport et également aux points d'apport volontaire du verre situés à proximité des habitats collectifs.

La consommation d'énergie, pour le transport, le recyclage, l'inertage, la stabilisation des déchets.

Les effets sur les écosystèmes, induits par l'ensemble des nuisances citées précédemment.

Nous pourrions également ajouter les nuisances ressenties par les populations riveraines (odeurs, impacts paysagers) les risques d'explosion des décharges dus aux dégagements de biogaz issu de la fermentation anaérobie des putrescibles.

I.3.4. Les avantages écologiques du recyclage au cœur de l'objectif d'une valorisation optimale

Compte tenu des nuisances que nous venons d'évoquer, il est clair que le moyen le plus rapide de diminuer les externalités issues de façon directe ou indirecte de la production de déchets consiste à diminuer les flux destinés à l'incinération et à la décharge. Une possibilité alors offerte aux autorités organisatrices est de mettre en place une collecte séparative des ordures ménagères afin de favoriser le recyclage des matériaux présents dans nos poubelles.

Le recyclage des déchets présente plusieurs avantages écologiques.

L'utilisation de matériaux récupérés en substitution aux matières premières peut tout d'abord induire une moindre pollution. Les ferrailles utilisées en sidérurgie conduisent à une diminution des émissions atmosphériques polluantes de 85%. L'essentiel de l'énergie nécessaire à la production d'acier est en effet consommé lors de la première fusion. De

26 REFIOM / Résidu de fumées d'incinération des ordures ménagères.

27 Le concept de résidu " ultime " est issu de la loi du 13 juillet 1992 : est ultime un déchet " qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux ".

même, les volumes d'eau utilisés sont de 40% inférieurs au volume nécessaire à la fabrication de minerais.

Il est bon de rappeler également l'importance du rôle que joue le recyclage et la récupération dans la préservation des ressources naturelles. A cet égard, les professionnels aiment rappeler que la production de matières « secondaires » constitue la première mine nationale. Plus de 40 % des matières non énergétiques utilisées par l'industrie nationale sont en effet issues du recyclage.

La récupération de certains produits permet en outre une meilleure maîtrise de l'énergie. Dans le cas de l'aluminium, les matières recyclées permettent une économie de 90% d'énergie par rapport à la bauxite. Le recyclage des papiers représente quant à lui une économie d'énergie de l'ordre de 70%. Enfin, l'utilisation de calcin pour la fabrication du verre constitue une économie de 100kg de fuel par tonne produite.

Bien entendu, le rappel de l'étendu de ces avantages écologiques ne doit pas être interprété ici comme un message adressé en faveur d'une maximisation du recyclage des déchets ménagers. Certains matériaux, dont le recyclage s'avérerait polluant²⁸ ou économiquement non viable, pourraient être avantageusement orientés vers d'autres filières (compostage, valorisation énergétique...). De façon générale, il apparaît que la valorisation matière et/ou énergétique de plusieurs matériaux présents dans nos poubelles constitue une nécessité face à l'accumulation de résidus et à la raréfaction de certaines ressources. La recherche d'un optimum social par la réallocation des facteurs techniques intervenant dans les filières de traitement doit donc viser une valorisation rationnelle des différentes fractions d'ordures ménagères ainsi qu'une minimisation de l'élimination brute, que ce soit par incinération sans valorisation énergétique ou par l'enfouissement.

I.4 LE PROBLÈME DE L'IDENTIFICATION DES PRODUCTEURS ET LES QUESTIONS DE RESPONSABILITÉ

La directive n°75/442/CEE du Conseil Européen définit le producteur de déchets de la manière suivante (Source JOCE) :

« producteur : toute personne dont l'activité a produit des déchets (« producteur initial ») et/ou toute personne qui a effectué des opérations de prétraitement, de mélange ou autres conduisant à un changement de la nature ou de la composition de ces déchets. »

Selon cette définition, les entreprises et les distributeurs (dont l'activité produit des déchets), les ménages (qui produisent des déchets en mélange) ou encore les industriels du secteur des déchets (dont l'activité change la nature des déchets) sont tous désignés comme producteurs. Par contre, un ménage qui trie ses emballages et ses papiers et cartons ne change ni la nature, ni la composition des déchets et fait donc reposer la responsabilité de la production des résidus sur les seuls industriels et distributeurs. Peut-on alors considérer ces derniers comme « pollueurs », i.e. comme uniques responsables des effets externes liés aux ordures ménagères et à leur traitement ?

Si les industriels et distributeurs devaient être reconnus comme « pollueurs », il faudrait au moins qu'ils produisent des déchets dit « ménagers ». Or, ce qu'ils produisent, ce sont des biens et des emballages pour le conditionnement de ces biens. Ces emballages ne

²⁸ Dans ce domaine, les divergences de résultats obtenus par l'analyse de cycle de vie alimente fréquemment les controverses quant aux intérêts écologiques du recyclage de certains matériaux (en particulier pour le papier). Le poids des enjeux économiques, liés au commerce de ces biens, biaise les résultats analytiques et empêche une hiérarchisation stricte des procédés de valorisation à privilégier pour chaque matériau.

peuvent être considérés comme des déchets au moment de l'achat des produits car ils ont indéniablement une utilité (protection des produits, hygiène, information du consommateur, lutte contre le vol...) et une valeur. Ces produits sont mis sur le marché car ils répondent à une demande de la part des consommateurs. Partant, on peut se demander si le consommateur, en tant que demandeur de produits facteurs d'externalités, ne peut être désigné comme responsable de ces externalités.

Le fait que les facteurs explicatifs de l'augmentation de la production individuelle de déchets soient essentiellement liés à l'évolution des modes de consommation (en faveur du "prêt à jeter" et d'une plus grande commodité de l'emballage, baisse de l'autoconsommation rurale...) corrobore cette hypothèse. On peut cependant remarquer que le principe d'une responsabilité totale du consommateur demeure biaisé par plusieurs obstacles :

- Confusions dues au marquage imparfait des emballages et au vocabulaire employé (recyclable-recyclé-biodégradable...).
- Méconnaissance des nuisances occasionnées par la production, le transport, le stockage et l'élimination des déchets.
- Méconnaissance du coût réel d'un déchet.
- Absence de négociation entre le pollueur (le jeteur) et le pollué (subissant les nuisances).

Mal informé, le consommateur ne peut optimiser ses choix en pleine connaissance de leurs conséquences. Il ne peut donc agir *de façon totalement responsable* sur sa propre production de déchets. Nous sommes donc face à une situation de responsabilité partagée entre de multiples agents économiques.

Au final, la désignation des parts de responsabilité à chaque étape du cycle de vie des déchets ne peut se faire qu'au prix d'une recherche extrêmement complexe.

Cette recherche peut s'avérer trop coûteuse, notamment quand la propriété des déchets est dissociée de la responsabilité du détenteur [S.C. KOLM (1971), p. 100]. En effet, comme nous venons de le voir, le propriétaire final du déchet ne peut raisonnablement être considéré comme le seul responsable des externalités qu'il produit. Or, comme l'explique F. Facchini (1997) : "*si la procédure de découverte des informations utiles à l'identification des responsabilités est moins coûteuse qu'une procédure administrative, la gestion par les droits de propriété et l'application d'un principe de responsabilité restent pertinentes. Dans le cas contraire, c'est l'État (et non le juge) qui définit les droits de propriété sur les effets externes*".

Conformément à cette règle, la complexité de la recherche des responsabilités dans le domaine des déchets confère à l'État un rôle clé dans la définition des procédures d'internalisation. Cette définition s'inscrit dans le cadre d'orientations politiques et juridiques internationales.

II. Les orientations politiques et juridiques internationales

II.1. LES AGENDAS 21 DES DÉCHETS

Le rapport de la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement propose un certain nombre de réflexions en faveur d'une gestion écologiquement rationnelle des déchets [ONU (1992)].

Le texte s'articule autour de quatre objectifs hiérarchisés :

- Minimiser la production de déchets,
- Maximiser la réutilisation et le recyclage des déchets,
- Promouvoir un traitement et une élimination écologiquement rationnels,
- Étendre les services de valorisation, de traitement et d'élimination sur l'ensemble des territoires.

II.1.1. La minimisation

La politique de prévention de la production de déchets est placée au sommet de la hiérarchie des mesures à engager. Cette politique a un double objectif. Elle vise, tout d'abord, le détournement d'un maximum de déchets traditionnellement destinés à l'élimination. Ce détournement résulterait d'une réduction de la production d'ordures et d'un encouragement de leur séparation en vue de leur recyclage ou de leur réutilisation. La collecte sélective est donc considérée comme une action de minimisation à la source.

Par ailleurs, il est prescrit une procédure de réduction des déchets par des moyens économiques ou normatifs engendrant des modifications des modes de production et de consommation.

Pour répondre à ces objectifs, le programme Action 21 préconise un meilleur accès à l'information sur les déchets, le développement de programmes de recherche scientifique et l'inclusion de clauses de réduction des déchets dans les contrats d'achat conclus par les organismes liés aux Nations Unies.

L'importance des transferts de technologie et de la diffusion d'informations relatives aux gisements et aux systèmes de gestion est également soulignée. Le texte insiste, tout particulièrement, sur le suivi et l'évaluation des techniques.

II.1.2. Maximiser la réutilisation et le recyclage

Le rapport part du constat suivant : l'épuisement des possibilités d'implantation de décharges traditionnelles, le renforcement des réglementations environnementales en matière d'élimination des déchets et l'accroissement des quantités produites sont trois facteurs qui contribuent à une hausse rapide des coûts des services d'élimination. À mesure que l'économie des services d'élimination des déchets se modifie, le recyclage des déchets et la récupération des ressources deviennent de plus en plus rentables.

Compte tenu de cette observation, une gestion durable des déchets devra se traduire par un renforcement des systèmes nationaux de recyclage des déchets. En parallèle, le rapport propose la création d'un programme type de réutilisation et de recyclage internes des déchets à l'intérieur même du système des Nations Unies et la mise à disposition des informations et des techniques appropriées pour encourager l'adoption de systèmes de réutilisation et de recyclage des déchets.

II.1.3. Promouvoir un traitement et une élimination écologiquement rationnels

Dans le monde, « moins de 10 % des déchets urbains sont traités d'une façon ou d'une autre et seule une faible partie de ce traitement est conforme à des normes de qualité acceptables ». La promotion d'une gestion écologiquement rationnelle de l'élimination des déchets constitue donc un axe majeur du programme Action 21. Le rapport aborde longuement cette question, notamment selon une approche spatiale. Le principe de proximité est mis en avant : « Les États (...) devraient (...) encourager les pays à rechercher des moyens d'éliminer les déchets sur le territoire relevant de leur souveraineté et aussi près que possible de leur lieu d'origine qui soient compatibles avec une gestion efficace et

mouvements transfrontières pour assurer une gestion respectueuse de l'environnement et efficace des déchets. Ces mouvements respectent les conventions pertinentes, y compris celles qui s'appliquent aux zones ne relevant pas de la souveraineté d'un État. »

II.1.4. Étendre les services de valorisation, de traitement et d'élimination sur l'ensemble des territoires

Selon le rapport, jusqu'à 5,2 millions de personnes, dont 4 millions d'enfants de moins de 5 ans, meurent chaque année de maladies liées aux déchets. Il est donc urgent d'étendre et d'améliorer les services de collecte et d'élimination au-delà des pays développés au nom de l'équité entre les territoires.

Pour cela, d'ici à l'an 2000, les États devraient « *disposer des capacités nécessaires sur le triple plan de la technique, du financement et des ressources humaines pour assurer la fourniture de services de collecte des déchets en rapport avec leurs besoins* ».

Sur chaque territoire, un principe d'accès équitable aux services devrait être maintenu, notamment entre les zones urbaines et rurales.

II.2 LES TEXTES EUROPÉENS

Parmi les directives et résolutions cadres européennes relatives aux déchets nous pouvons distinguer quatre textes essentiels.

1. La directive déchet de 1975 (75/442/CEE), transcrite le jour même en droit français (loi 75/633), prévoit que les déchets doivent être éliminés dans le respect de la santé des individus et sans porter préjudice à l'environnement. Dans cette optique, les États doivent superviser les opérations d'élimination et soumettre les installations de stockage et de traitement à autorisation. Le texte prévoit également la mise en place de plans d'élimination et l'application du principe pollueur payeur.

2. D'autres principes sont fixés par la résolution du Conseil de 1990 (90/C/122/CEE du 7 mai 1990) :

- « 1. *réduction à la source du flux des déchets ;*
2. *promotion des écoproduits ;*
3. *accroissement de la valorisation ;*
4. *mise en place de réseaux d'installation d'élimination performants ;*
5. *mise en décharge réservée aux déchets ultimes ;*
6. *réduction des transports des déchets ».*

3. Les principes de ces deux textes sont précisés par la directive déchet de 1991 (Directive 91/156/CEE du 18 mars 1991) [S. GELOSI et L. GIUBILEI (1994)] :

La réduction des quantités et de la nocivité des déchets passe par une promotion des technologies propres et par des produits réutilisables et recyclables (principe 1).

La mise en place de réseaux d'élimination performants devrait permettre l'autosuffisance nationale en matière d'installation de traitement (principes 4 et 6).

Les plans d'élimination prévus par la directive de 1975 doivent préciser les types, quantités et origines des déchets à valoriser ou à éliminer.

4. La directive 94/62/EC sur les Emballages et Déchets d'Emballages, publiée au JOCE le 31 décembre 1994, affiche quant à elle une double volonté :

- un objectif d'harmonisation des législations nationales réglementant la gestion de ces déchets ;
- prévenir d'éventuelles entraves et distorsions dans les échanges et la concurrence à l'intérieur de l'Union Européenne.

Elle sera revue en 2001 en fonction de l'expérience acquise à la suite de sa transposition en droits nationaux. Dans l'optique de cette révision, industriels et législateurs effectuent un suivi rigoureux de ses conséquences sur le commerce international [J. FONTEYNE (1996), p. 106].

Enfin, la directive européenne du 20 décembre 1994, relative aux emballages et aux déchets d'emballages, fixe les objectifs de valorisation à atteindre d'ici l'an 2001 :

- valorisation matière ou énergétique de 50 à 65% du poids des emballages tous matériaux confondus,
- recyclage, matière ou organique, de 25 à 45% du poids des emballages tous matériaux confondus, avec un minimum de 15% par matériau.

III. Le cadre juridique français

On peut estimer que l'évolution du système français de gestion des déchets ménagers est régie par deux textes cadres :

1. La loi 75/633 du 15 juillet 1975 modifiée et complétée par la loi 92/646 du 13 juillet 1992, dite loi sur les déchets.

2. La loi 76/633 du 16 juillet 1976 dite loi sur les installations classées.

Mentionnons en outre le décret 92/377 du 1er avril 1992 relatif aux emballages ainsi que la loi du 6 février 1992 relative à l'administration territoriale de la République, dont les effets sur la modernisation des dispositifs sont quasiment aussi importants que ceux des textes cadres.

Dans les paragraphes qui suivent nous nous concentrerons avant tout sur les principes de la loi sur les déchets. Les questions relatives aux déchets d'emballages et à l'administration territoriale seront examinées par la suite.

III.1. L'ESPRIT DE LA LOI

III.1.1. Les objectifs

Avec la loi de 1975, la production et la gestion des déchets trouvent un cadre juridique nouveau au sein duquel sont précisées les notions de producteur, de détenteur et de responsabilité vis-à-vis de la production de déchets.

Sont considérés comme "responsables" les producteurs ou détenteurs de déchets (selon l'article 2). Ceux-ci sont donc tenus "d'en assurer ou d'en faire assurer l'élimination" conformément aux dispositions de la loi.

La loi de 75 introduit donc un principe de responsabilité obligeant du même coup les détenteurs et producteurs de déchets à prendre en charge le prix de leur cession.

En 1992, la révision des textes législatifs va permettre de préciser les objectifs et principes de la politique des déchets (article 1). Ces objectifs sont :

- la limitation en distance du transport des déchets,
- la valorisation des déchets,
- le stockage en CSRU²⁹ des seuls déchets ultimes d'ici le premier juillet 2002.
- la prévention et la réduction de la production et de la nocivité des déchets.

²⁹ CSRU : Centre de Stockage des Résidus Ultimes.

Ces objectifs étant précisés, leur réalisation est régie sous la forme de planifications départementales placées sous la responsabilité des préfets. On vise ainsi une *décentralisation des décisions techniques* afin de les adapter au mieux aux réalités locales. Si la rédaction des plans s'effectue au niveau départemental, l'obligation d'élimination et la définition des procédés à mettre en œuvre reste du ressort des communes et de leurs regroupements. Les Établissements Publics de Coopération Intercommunale (EPCI) détiennent ainsi un certain « degré de liberté » dans l'élaboration de leurs dispositifs. C'est donc au niveau des regroupements intercommunaux que se déterminent les logiques économiques susceptibles d'orienter les changements techniques.

III.1.2. Les incitations

III.1.2.1. La taxe sur la mise en Centre d'Enfouissement Technique

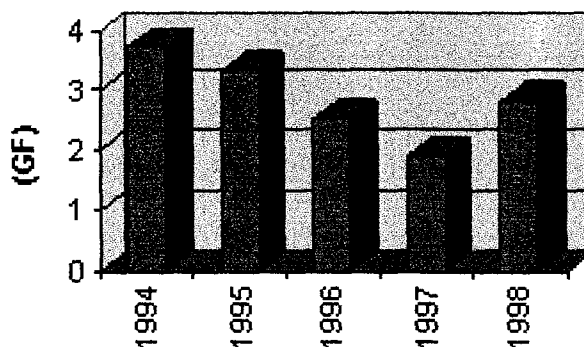
La réglementation française utilise la taxe comme mode d'incitation à la réduction de la mise en décharge. La modernisation des schémas intercommunaux est ainsi assistée financièrement par un Fonds de Modernisation de la Gestion des Déchets. La taxe sur les tonnes mises en décharge alimente ce fonds dont la gestion est confiée à l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie.

Depuis 1994, le montant des investissements ainsi soutenus diminue de façon régulière. Sachant que le rythme d'utilisation du FMGD reflète (mathématiquement) l'évolution des investissements réalisés, cette tendance révèle une mise en œuvre des projets plus lente que prévue (11GF au lieu des 20 à 25GF attendus).

Figure n°1.1.3.1.

Évolution des budgets d'investissement aidés au titre du FMGD (en GF courants)

Source : ADEME 1998



Tenant compte de ces observations, l'ADEME a révisé, le 7/01/98, ses taux d'aides afin de soutenir le changement technique en faveur de la valorisation. La révision des taux est rétroactive au 01/01/97, les nouvelles conditions d'aide sont reprises ci-dessous.

Tableau n°1.1.3.1.

**Taux d'aides applicables (en % de l'assiette retenue) à compter du 1er janvier
1997, suite à la décision du 7 janvier 1998**

Source : Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement (26/08/98)

ÉQUIPEMENTS	CONDITIONS D'AIDES ANTÉRIEURES	NOUVELLES CONDITIONS D'AIDES
stations de transfert	20	50
Déchetteries	20	50
collecte séparative	30	50
Tri	30	50
Compostage	20	50
incinération avec valorisation énergétique	5	5-10 (*)
aide complémentaire à la valorisation énergétique	10-15-20	15-25-35
plates-formes de maturation des mâchefers	30-20	50-30
procédés de stabilisation/solidification des REFIOM(**)	20	5

(*) : 10 % si les conditions de collecte séparative sont réunies, 5 % dans le cas contraire.

(**) : résidus d'épuration des fumées d'incinérateur d'ordures ménagères.

En outre, le faible niveau de taxation des tonnages enfouis (aujourd'hui 40€/tonne) n'incite que très faiblement au détournement de la mise en décharge. Les procédés alternatifs de valorisation restent trop coûteux pour que la taxe ne se traduise par une réallocation sensible des ressources intercommunales affectées à la gestion des déchets ménagers.

III.1.2.2. La problématique de la TVA

Cette observation est renforcée par la logique d'application de la taxe sur la valeur ajoutée.

Le taux de TVA appliqué aux différentes opérations de collecte, de tri, de valorisation et de traitement des déchets est de 20,6%. Pour les autres services publics locaux (eau, assainissement, transport, cantines scolaires) il est de 5,5%.

Les nouvelles orientations de la politique déchets, présentées le 26 août 1998 en Conseil des Ministres par la Ministre de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, affichaient comme objectif prioritaire d'appliquer le taux minoré de TVA aux opérations de collecte sélective, de tri et de valorisation matière [D. VOYNET (1998), § 3.1.1.]. Dans le cadre de la loi de finance pour 1999, la réduction de la TVA à 5,5% (votée fin 1998 par le Sénat et l'Assemblée Nationale) concernera l'ensemble du service public de collecte, de tri sélectif et de valorisation matière et énergétique des ordures ménagères. Le taux minoré sera appliqué sous réserve de contractualisation avec une société agréée.

Le caractère « sélectif » de cette disposition fiscale peut poser problème à plus d'un titre.

Il place tout d'abord, les sociétés agréées dans une situation concurrentielle favorable par rapport à d'autres partenaires des collectivités regroupant des professionnels de la récupération et du recyclage (comme FEDEREC). Le passage au taux réduit devrait donc renforcer l'influence de sociétés anonymes type Éco-Emballages, avec pour conséquence quelques effets pervers que nous expliciterons en section 2.

Ensuite, l'application du taux au flux concerné par la collecte séparative ne permet pas d'intégrer à l'outil fiscal une incitation à l'amélioration des performances de la collecte et du tri séparatif.

Les refus de tri étant, au même titre que les quantités valorisées, inclus dans le service visé par le taux minoré, la fiscalité n'incite aucunement à leur diminution. Le « message fiscal » de cette disposition semble ainsi négliger l'objectif de maximisation des performances du service public.

La réduction du taux ne s'applique qu'à la TVA sur les services, elle ne concerne pas la TVA sur les investissements réalisés par les collectivités. La taxation des investissements publics place donc les prestataires privés dans une situation de compétitivité accrue. Comme le précise le Conseil Économique et Social [CONSEIL ÉCONOMIQUE ET SOCIAL (1999), p. 73], la réduction de la TVA « *va indûment favoriser la délégation de service public* ».

Si les collectivités territoriales paient la TVA sur les dépenses de fonctionnement et d'investissement, d'après les textes en vigueur, elles ont également la possibilité de bénéficier d'une dotation du Fonds de Compensation de la TVA (FCTVA). Cette dotation recouvre la quasi-totalité de la TVA payée pour les dépenses d'équipement, si et seulement si ces équipements ne procurent pas de recettes commerciales. Plus précisément, si l'investissement produit des recettes commerciales "non accessoires" (vente de chaleur, gaz, compost, produits à recycler), l'activité est dans le champ de la TVA et le FCTVA ne verse aucune dotation³⁰.

La notion « d'accessoire », telle qu'elle est désignée par les circulaires DGCL/SLF³¹ du 23 septembre 1994 et DGCL du 2 février 1996, pose problème compte tenu des objectifs fixés par la loi sur les déchets. En effet, la recherche d'une valorisation maximale des déchets par recyclage, compostage ou production d'énergie implique la mobilisation d'une part dépassant les 20% de l'activité de traitement assujettie à la TVA. À ce jour, aucun texte et aucune jurisprudence ne permet d'apprécier le taux au-delà duquel l'activité de valorisation n'est plus considérée comme « accessoire ». Néanmoins, on ne peut nier que l'existence même de cette notion est en totale contradiction avec l'objectif politique de maximisation de la valorisation des déchets. L'ambiguïté de la formule du FCTVA consolide la position favorable de la délégation de service public pour laquelle la récupération de la TVA est totale et immédiate.

Le mécanisme du FCTVA, qualifié par le Conseil Économique et Social de « complexe et archaïque » [CONSEIL ÉCONOMIQUE ET SOCIAL (1999), p. 73] est à revoir dans sa totalité. Il rend aléatoire la récupération de la TVA et vient en opposition avec l'esprit de la politique nationale de gestion des ordures ménagères.

Dans une même perspective et en complément de la question du régime de TVA, il serait souhaitable que la création de la taxe générale sur les activités polluantes (TGAP), introduite par l'article 45 de la loi de finance pour 1999, aille dans le sens d'une amélioration globale des performances du service d'élimination.

Cette taxe a pour objectif de regrouper l'ensemble des prélèvements publics environnementaux assis sur les activités polluantes, en l'occurrence :

- la taxe sur le traitement et le stockage des déchets industriels spéciaux ;
- la taxe parafiscale sur la pollution atmosphérique ;
- la taxe parafiscale sur les huiles de base ;

³⁰En réalité, certains investissements "mixtes" peuvent bénéficier d'une attribution du FCTVA à hauteur de la fraction pour laquelle la TVA n'a pas été déduite fiscalement. Pour plus de détails, voir AMORCE – Cabinet MATHARAN (1998).

³¹ DGCL : Direction Générale des Collectivités Locales

SLF : Service de la Législation Fiscale

- la taxe d'atténuation des nuisances sonores ;
- et la taxe sur le stockage des déchets ménagers et assimilés.

Selon le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement [MINISTÈRE DE L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT (1999), p. 4], « sa création réoriente la politique fiscale française en matière de déchets afin d'encourager le tri sélectif et de déduire les avantages de prix de la mise en décharge ». Parallèlement à la baisse de la TVA sur la collecte sélective, l'instauration de la TGAP s'est accompagnée d'une augmentation de la taxe sur le stockage des déchets ménagers. Intégrée à la TGAP, celle-ci passe de 40F à 60F/tonne.

Outre cette première conséquence, un des aspects intéressants de la réforme consiste à déconnecter le produit des taxes des ressources de l'ADEME. Concrètement, cette mesure permet, pour 1999, d'augmenter de 40% la dotation de l'agence par rapport au rendement prévisible des taxes de 1998. Par contre, les critères d'affectation des ressources de la taxe doivent encore être définis. L'ancien système de répartition avait l'avantage d'offrir une certaine clarté dans le mode de ventilation. Le découpage fiscal par activité polluante soulignait une volonté de fonctionner en « vase clos » en finançant les politiques sur la base d'une taxation des externalités propres à chacune de ces activités. Le regroupement des prélèvements, tel que le prévoit la TGAP remet en cause ce principe et présente donc le risque de provoquer un certain nombre de « fuites » (plus ou moins justifiées) de ressources d'un secteur à un autre. Il faut espérer que les logiques de répartition tiendront compte des besoins réels de chaque activité et non des rapports de force entre les acteurs et lobbies présents dans les différents secteurs. Espérons en outre que l'affectation des fonds s'effectuera dans la transparence et ne constituera pas un espace de confrontation entre les acteurs économiques au sein duquel l'asymétrie d'information risquerait d'être l'outil stratégique dominant.

Outre une faible incitation à la réduction de l'enfouissement par la taxation, l'originalité du cadre juridique de la modernisation des systèmes de gestion des ordures ménagères se situe dans deux de ses principes réglementaires :

1. *le principe de décentralisation des choix techniques ;*
2. *le principe d'encadrement des trajectoires techniques et organisationnelles par des objectifs flous.*

Certes, ces deux dimensions de la réglementation sont l'une et l'autre justifiables par des voies théoriques particulières. Leurs effets n'en sont pas moins limités par les caractéristiques des jeux d'acteurs et par la diversité des interprétations qu'autorisent les concepts employés dans les objectifs de la loi.

III.2. INTÉRÊTS ET LIMITES D'UNE DÉCENTRALISATION DES DÉCISIONS TECHNIQUES AU NIVEAU INTERCOMMUNAL

“ La modernisation de la gestion des déchets a pour objectif de mettre en place un système d'élimination des déchets respectueux de l'environnement et de l'homme et en cohérence avec les spécificités territoriales de chaque commune ou groupement de communes constitué pour l'élimination des déchets ” [D. VOYNET (1998), p. 3].

Cette citation, extraite de la récente circulaire du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, met l'accent sur la nécessité d'adapter les systèmes

d'élimination aux spécificités des espaces gérés. Cette idée représente l'aspect central de l'évolution technique et organisationnelle des systèmes locaux. En accordant un espace de liberté aux innovations, la loi française mise sur une évolution rationnelle des systèmes techniques. Nous montrons ici que cette position, si elle se justifie en théorie, n'est pas exempte de risques.

III.2.1. La justification de la décentralisation des décisions techniques

La loi sur les déchets prévoit ainsi une décentralisation des décisions techniques au niveau des communes et de leurs regroupements. Ce principe se justifie par la volonté de maximiser l'efficacité des services publics locaux. Cette logique peut être explicitée en faisant appel au théorème de la décentralisation [P. DERYCKE, G. GUILBERT (1988), p. 33-35].

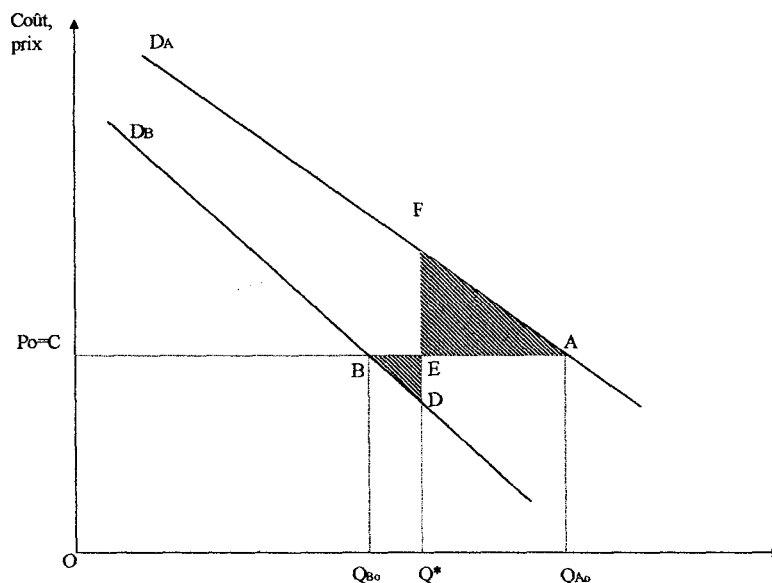
Selon ce théorème, l'avantage collectif tiré de la décentralisation de la mise en œuvre des services publics est d'autant plus important que les fonctions de demande diffèrent entre les collectivités.

Graphiquement, on peut illustrer ce raisonnement à partir des fonctions de demande de services publics concernant deux communautés distinctes.

Figure n°1.1.3.2

Demandes de service public et bien-être des agents

Source : P. Derycke et G. Guilbert (1988)



Soient A et B, deux collectivités telles que les consommateurs de la collectivité B soient moins demandeurs de services collectifs que ceux de la collectivité A.

Nous supposons qu'il n'y a pas de mobilité des agents.

Soit un service public non exposé aux effets de débordement ni à l'exclusion de certains agents. C est le coût de production du service par tête : par hypothèse, il est identique pour A et B, ne dépend pas de la localisation du service public et est égal au prix de l'offre p_0 .

Q_i représente la quantité demandée par la collectivité i.

Dans le cas d'une offre décentralisée, les quantités offertes pour A et B seront respectivement Q_{AO} et Q_{BO} .

Si l'offre de service public est centralisée Q_A et Q_B seront tous deux égaux à Q^* correspondant à la quantité d'équilibre de la fonction de demande agrégée. Dans ce cas, chaque consommateur de B aura une perte de bien-être égale à la surface du triangle BED et chaque consommateur de A une perte égale à la surface EFA.

Ces pertes théoriques de bien-être justifient l'adaptation de l'offre de services publics à la diversité des territoires gérés.

III.2.2. Les limites de la décentralisation des décisions techniques

Légitimée par une volonté d'adaptation des systèmes à la diversité des territoires gérés, la décentralisation des décisions techniques reste néanmoins exposée à certaines limites.

Les premières se situent au niveau des hypothèses.

- Le fait que les agents ne soient pas mobiles ne correspond en rien à la réalité intercommunale. Si, comme on peut l'imaginer, le poids du service d'enlèvement ne peut engendrer à lui seul un " vote avec les pieds " (hypothèse de C. Tiebout (1956)³²), l'intégration de ce service à l'assortiment de services offerts par une collectivité peut quant à lui influencer sur les choix résidentiels.
- L'hypothèse d'absence d'effet de débordement est également inadaptée aux services d'enlèvement. Nous verrons plus loin dans quels cas ces effets pourront se manifester.

L'application au service d'enlèvement pose également le problème de la quantification du service public. Dans les faits, le niveau Q^* ne représenterait pas une quantité, mais un dispositif technique imposé. La variable serait donc qualitative et la fixation de l'offre de service à un niveau unique Q^* , signifierait que le service offert serait le même sur l'ensemble des collectivités. En soit, cette traduction qualitative du raisonnement n'en remet pas en cause la pertinence. Il semble bien, en effet, que, face à l'hétérogénéité du territoire national, une différenciation des dispositifs en fonction des données locales s'impose.

La décentralisation des décisions techniques permet théoriquement l'expérimentation locale de systèmes alternatifs. L'apparition de modes de gestion innovants se trouve donc favorisée, ce qui devrait constituer un facteur d'accroissement de la vitesse de diffusion des nouveautés technologiques. Le problème est ici celui de la compétence des décideurs.

Le secteur des déchets est aujourd'hui poussé par les innovations technologiques et évolue rapidement vers une profonde complexification des dispositifs. La collecte sélective s'oriente vers une purification croissante des matériaux triés (séparation corps plats – corps creux, tri du verre par couleur...). L'incinération classique est de plus en plus remplacée par les fours à lit fluidisé, les procédés de pyrolyse... Les centres d'enfouissement technique prennent le relais des décharges traditionnelles.

Ces changements techniques nécessitent, de la part des élus et décideurs locaux, une capacité d'apprentissage que beaucoup n'ont pas. Comme l'indique Ambroise Guellec,

³² Selon Tiebout (1956), les différences de quantités de biens publics offerts au sein de nombreuses communautés sont susceptibles de produire un effet de sélection des individus qui choisissent de résider dans la communauté leur proposant la combinaison entre taxes et biens publics locaux qui leur convient le mieux.

« il y a une cassure entre ceux qui détiennent le savoir et ceux à qui on a asséné la responsabilité de la gestion des déchets ».

III.3. INTÉRÊTS ET LIMITES DU FLOU DES OBJECTIFS

Sachant que l'État accorde aux intercommunalités le choix des procédés de valorisation des ordures ménagères à mettre en œuvre, il est inutile de chercher à démontrer le caractère incontournable de la fixation d'objectifs à même d'encadrer ces choix. Cependant, le flou qui entoure les principes spécifiés dans l'article 1 de la loi de 92 (*cf. supra*) peut susciter un certain nombre d'interrogations quant à l'efficacité des outils réglementaires privilégiés.

III.3.1. La fixation d'objectifs exogènes

III.3.1.1. Justification théorique de la fixation d'objectifs exogènes

Face à un problème de production d'externalités, la réponse réglementaire canonique³³ consiste, d'une part, à déterminer le niveau optimal de cette production et, d'autre part, à choisir l'outil d'incitation ou de contrainte offrant la meilleure solution à l'atteinte de l'optimum [F. LEVÊQUE (1998), p. 26]. Dans le cas de pollutions simples, pour lesquelles les responsabilités sont parfaitement identifiées, cette procédure ne pose théoriquement aucun problème. Or, comme nous venons de le voir, dans le cas des déchets ménagers, ces conditions ne sont pas satisfaites.

Les externalités liées à la production et à la gestion des déchets ménagers sont complexes :

- la responsabilité des pollutions est partagée entre une multitude d'acteurs ;
- l'évolution à long terme des pollutions implique non seulement les générations présentes mais également les générations futures ;
- les flux polluants sont diversifiés et leurs conséquences souvent indirectes.

Cette complexité ne permet pas de déterminer un éventuel « optimum de pollution », elle n'autorise pas non plus l'évaluation monétaire des bénéfices de dépollution.

Nous nous trouvons donc dans la situation décrite par W. J. Baumol (1972) selon laquelle le calcul économique ne peut assurer une évaluation fiable de l'optimum de pollution. Dans ces circonstances, l'auteur estime que, compte tenu des limites de notre information, il est parfaitement raisonnable de fixer de façon exogène un ensemble de normes déterminant les limites de pollution émises (« *the minimum standard of acceptability* » [W.J. BAUMOL (1972), p. 318]). Cette proposition présente plusieurs avantages, elle constitue en particulier une méthode de régulation directement opérationnelle (car nécessitant peu d'informations), elle offre des possibilités de calcul précis des taxes à appliquer et permet une baisse des niveaux de pollution pour un coût social minimal [W.J. BAUMOL (1972), p. 319].

III.3.1.2. Les limites de la fixation d'objectifs exogènes

Appliquée au domaine des déchets, la solution consistant à fixer de façon exogène des minimums de rejets semble, *a priori*, intéressante. Selon nous, elle risque néanmoins de se trouver exposée aux problèmes liés à la légitimité du mode de détermination des niveaux requis.

³³ Plus précisément selon une approche de type « standards and prices ».

Revenons sur l'exemple fourni par l'objectif de limitation de l'enfouissement aux seuls résidus ultimes. Cet objectif traduit la volonté de détourner des centres de stockage l'ensemble des déchets « susceptibles d'être traités dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par la réduction de leur caractère polluant ou dangereux ». En greffant à leurs obligations une contrainte de traitement alternatif à la mise en CET, la loi française confère aux communes un rôle important dans le développement de la valorisation sans pour autant modifier les obligations spécifiées par la loi de 1975. En réalité, la décision politique visant la fermeture des décharges brutes est légitimée par des principes écologiques et économiques larges (préservation des ressources, pollutions évitées, développement d'industries du recyclage...), externes au champ spécifique du service public d'élimination. Ces « méta enjeux » [O. GODARD et J.M. SALLES (1991), p. 253] sont, en partie, exogènes au champ des obligations des communes.

Selon Godard et Salles, pour de telles normes, plusieurs sorts sont envisageables [O. GODARD et J.M. SALLES (1991), p. 255].

Dans un premier cas, la norme ne fait pas l'objet d'une véritable acceptation. Elle reste « plaquée » au jeu politico-économique et se trouve rapidement remise en cause par les acteurs qui y sont soumis. Elle peut également rester « lettre morte » et demeurer ineffective comme le sont d'autres dispositions du droit de l'environnement.

Le second cas est presque inverse au premier. Selon cette deuxième destinée, « le crédit de la norme est tel qu'elle cristallise la structuration du jeu technico-économique et provoque la réorganisation autour d'elle des investissements et des stratégies ». Confirmée par l'ordre technico-économique qu'elle a contribué à faire naître, elle bénéficie d'effets de *feed back* positifs pouvant la propulser en tant que condition de validation de stratégies économiques.

Elle change donc de statut et peut ainsi s'opposer à certaines sources de progrès technico-organisationnels. Néanmoins, comme l'expliquent Godard et Salles, ce mécanisme autorenforçant, tendant à déplacer le champ des motivations réelles de la norme, peut donner prise à tous les soupçons sur la persistance de la raison première (d'ordre environnemental) de cette norme. À terme, il est possible que les agents considèrent que la motivation écologique n'était qu'un prétexte pour faire adopter une réglementation dont l'objet réel était somme toute économique. O. Godard et J.M. Salles observent ainsi que « dans ce cas, le succès de la norme que manifeste son intégration fonctionnelle est la source directe de sa délégitimation ultérieure, exploitée activement par des groupes économiques et sociaux ayant intérêt à sa remise en cause, ce qui conduit à sa suppression. ».

Dans le troisième cas, la norme bénéficie du même crédit que dans le second, mais elle échappe à la remise en cause en apparaissant comme une évidence sur laquelle plus personne n'a l'idée de revenir [O. GODARD et J.M. SALLES (1991), p. 256].

En résumé, selon Godard et Salles, une norme environnementale, dont les principes sont exogènes au champ strict de son application, a trois destinées :

- le refus ou l'ineffectivité ;
- le renforcement puis la perte de légitimité ;
- le maintien, à long terme, d'une légitimité forte.

Dans le cas de la loi sur les déchets, les différentes normes, directement ou indirectement rattachées aux textes, fournissent chacune un exemple de trajectoire du type de celles décrites par Godard et Salles. Ainsi, le caractère extrêmement marginal des

gestions séparative des DMS pourrait traduire une situation d'ineffectivité de la norme³⁴ due à une légitimité amoindrie par la faiblesse du rapport coût efficacité de ce type de collecte. Très coûteuse et concernant de faibles tonnages, la gestion séparative des DMS est généralement perçue comme une contrainte technico-économique ne pouvant être légitimée sur le plan politique.

La diversité des interprétations et des traductions empiriques de la réglementation relative à l'enfouissement relèvent plus des seconde et troisième destinées. Selon une première interprétation – dominant largement les plans départementaux – le résidu ultime pourrait quasiment être assimilé à un résidu d'incinération. En d'autres termes, la loi imposerait l'incinération (et, de façon marginale, le recyclage) comme système privilégié pour la valorisation.

Au départ légitimée par l'objectif de limitation de la mise en décharge et de « purification par le feu », cette norme (traduite) s'est rapidement imposée en orientant les appels d'offres vers le « tout incinération ». Auprès de certains prestataires privés, la « norme écologique » est immédiatement devenue une opportunité stratégique d'autant plus intéressante qu'elle était politiquement justifiable : pour se mettre en conformité avec la loi, les collectivités se devaient d'avoir la volonté politique de minimiser la pollution issue des décharges en incinérant leurs ordures ménagères. Parallèlement à cette redéfinition des choix stratégiques, la motivation écologique se trouvait dépassée par l'intérêt économique des entreprises. Vers les années 1995-96, nous nous sommes ainsi trouvés dans la seconde phase de la trajectoire correspondant au processus de perte de légitimité de la norme. Conformément à la situation décrite par Godard et Salles, la coordination des acteurs industriels a donné prise aux soupçons sur la motivation réelle et donc sur la légitimité de la traduction « thermique » de l'objectif de valorisation. La révélation concrète de cette phase nous est donnée par la publication au début de l'année 1997, du « rapport Guellec ».

Dans son rapport, le Député et Président du Conservatoire du littoral, Ambroise Guellec, dénonce vigoureusement les directions prises par les plans départementaux, en particulier la place prépondérante qu'ils accordent à l'incinération. Remarquant qu'une gestion intégrée des déchets ménagers se doit d'*« adapter le traitement aux situations locales »* [A. GUELLEC (1997), p. 54], le rapport propose de reconsidérer la notion de déchets ultimes afin de revenir à la motivation écologique des principes de la loi.

Les dispositions récemment prises par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement répondent à cette proposition par une réaffirmation des principes généraux et une précision accrue des objectifs de la loi sur les déchets [MINISTÈRE DE L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT (1998)]. Elles confirment donc la fragilité dont souffraient ces objectifs et la nécessité de leur justification face à l'enjeu d'une pérennisation du caractère incitatif de la réglementation environnementale.

Ces mécanismes montrent que la fixation exogène de normes écologiques présente des avantages incontestables *si et seulement si*, elle bénéficie d'une légitimité suffisante pour garantir son maintien dans le temps. Dans le cas contraire, la réglementation s'expose au risque de devenir ineffective voire d'être supprimée. Ce risque crée un climat de forte incertitude autour de certaines législations environnementales conduisant les décideurs à anticiper les évolutions probables de la légitimité des textes. Concrètement, ces

³⁴ Cf. articles 74 et 99.2 de la circulaire du 9 août 1978 relative au règlement sanitaire départemental ainsi que l'article 6 du décret n°77151 du 7 février 1977.

comportements se sont traduits localement par le maintien sur certains territoires, d'une logique d'élimination par la mise en décharge.

III.3.2. Le flou des objectifs

Les objectifs précisés dans l'article premier de la loi sur les déchets sont, sur plusieurs points, ouverts à diverses interprétations.

La limitation en distance du transport des déchets est confrontée à la difficulté de fixer une définition claire et incontestable du concept de déchet. En effet, si on considère qu'un déchet trié reste un déchet, les débouchés pour son recyclage ou sa récupération doivent être recherchés localement. Si ces débouchés locaux n'existent pas, alors la valorisation matière se trouve en contradiction avec le principe de proximité. Le cadre réglementaire de ce premier principe reste par ailleurs très imprécis : aucune norme n'indique les limites à respecter en termes de tonnage / km.

L'objectif de valorisation englobe aussi bien, les valorisations matières et organique, que la valorisation énergétique. Aucun procédé n'est d'emblée exclu, ce qui laisse libre cours aux interprétations techniques de la part des autorités organisatrices comme des opérateurs privés.

L'autorisation de stockage en CSRU accordée aux seuls "déchets ultimes" va également dans ce sens en attribuant à la notion de déchet "ultime" une signification on ne peut plus ambiguë :

" déchet résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux ".

Selon cette définition un déchet ultime n'est pas forcément traité. Un déchet "brut", qui ne serait pas susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, pourrait donc être stocké en CSRU.

De même, selon cette définition, tout résidu d'incinération ne pouvant plus faire l'objet d'un traitement respectant les conditions spécifiées serait donc considéré comme résidu ultime. Jusqu'à la diffusion de la circulaire d'avril 1998, ce raisonnement a conduit de nombreux acteurs de la gestion des déchets à considérer le déchet ultime comme un simple résidu d'incinération.

L'idée de prévention et de réduction de la production et de la nocivité des déchets n'a pas non plus été accompagnée d'objectifs chiffrés ni de normes différenciées.

III.3.2.1. Les intérêts du flou des objectifs

Le flou qui entoure ces différents objectifs, peut se justifier en considérant les contraintes auxquelles s'exposent les dispositifs intercommunaux. Tout d'abord, l'absence d'objectif – voire de normes – stricts concernant les distances de transport des ordures ménagères est légitimée par la profonde diversité des caractéristiques géographiques des territoires gérés. La France a la particularité (et l'avantage touristique) de posséder un territoire où se mêlent des régions côtières, montagneuses, certaines sont denses, d'autres dépeuplées. Par conséquent, les mouvements saisonniers et l'amplitude climatique y sont importants ; l'enneigement, l'ensoleillement, le nombre de jours hors gel varient profondément selon les régions. Compte tenu de ces données locales, la fixation de normes

différenciées, relatives au transport des déchets ne pourrait se faire qu'au prix de coûts d'information prohibitifs.

Les libertés accordées aux dispositions techniques sont, elles aussi, justifiables. La réglementation française ne s'est pas fondée sur une hiérarchisation stricte des procédés de valorisation car les avis concernant la pertinence respective de chaque filière, sont extrêmement controversés. De plus, l'efficacité de tel ou tel procédé de valorisation dépend des caractéristiques des inputs (pouvoir calorifique, facilité de recyclage...) ce qui justifie plus l'intégration des systèmes de valorisation que l'idée d'une hiérarchisation stricte.

À l'imposition d'une norme ou d'une hiérarchisation des techniques de valorisation et de traitement, la réglementation française a donc préféré une libre sélection des procédés effectuée au niveau intercommunal. En refusant la hiérarchisation et en associant la notion de résidu ultime à un état momentané des techniques et des équilibres économiques, le législateur tente de faire reposer l'évolution du système français de gestion des ordures ménagères sur des *processus cumulatifs d'apprentissage organisationnel et technologique*. La loi évolue ainsi avec les innovations et le progrès technique, elle ne se fige pas dans une série de normes dont la pertinence serait somme toute limitée dans le temps.

III.3.2.2 Limites du flou des objectifs : la prégnance des irréversibilités microéconomiques

Comme nous venons de le voir, certains principes gouvernant la loi sur les déchets visent à éviter l'enfermement des systèmes de gestion des ordures ménagères dans des filières particulières. En partant des caractéristiques propres au secteur des déchets ménagers, il est possible de montrer que ces effets d'enfermement restent néanmoins présents et conduisent les acteurs à différer leurs décisions.

La nature des investissements et, en particulier, la difficulté de leur redéploiement, constitue la première des caractéristiques sectorielles susceptibles de rigidifier l'évolution des schémas techniques intercommunaux.

Le fait que les actifs ne soit par redéployables signifie qu'une fois mis en place, certains investissements ne peuvent ni être relocalisés par l'entreprise privée, ni être utilisés pour d'autres fins. Ces contraintes représentent des irréversibilités rendant les investissements extrêmement sensibles aux incertitudes. Le poids de ces contraintes peut être mesuré par l'évaluation de la « quasi-rente » correspondant à la différence entre la valeur actuelle d'un actif et la valeur qu'il prendrait pour le meilleur usage alternatif [B. KLEIN, R. CRAWFORD, A. ALCHIAN (1978), p. 298]. Ainsi, une unité d'incinération aura une « quasi-rente » proche de la valeur actuelle de l'équipement si celui-ci ne peut être adapté au traitement d'autres formes d'inputs que les ordures ménagères (en particulier les déchets industriels banals à fort PCI). Selon Defeuilley (1996), en cas de délégation du service, l'importance de cette quasi-rente expose les municipalités aux risques de comportements opportunistes de la part des prestataires privés. Utilisant le concept « d'actifs spécifiques » (*i.e.* d'actifs non redéployables à d'autres fins, dans d'autres échanges et pour d'autres acteurs), Defeuilley montre selon quelle logique une municipalité peut se trouver dépendante de l'exploitant d'un équipement. Dans ce cas, l'opérateur privé augmente les tarifs de traitement imposés à la municipalité jusqu'au point où celle-ci aura intérêt à se tourner vers un autre équipement. Quand l'équipement est totalement amorti, l'exploitant capte une rente égale à la différence entre ses recettes, la valeur de réserve³⁵ et les coûts variables de l'unité de traitement. Cette quasi-rente peut également être captée par la municipalité si elle a les moyens de faire pression sur les tarifs jusqu'au point où

³⁵ La « valeur de réserve » se définit comme la valeur de l'actif pour le meilleur usage alternatif.

l'exploitant aura intérêt à trouver une clientèle de substitution [C. DEFEUILLEY (1996), p. 52].

En fonction du degré de spécificité des actifs et de la fréquence des transactions, les dispositions contractuelles viseront une prévention contre les comportements opportunistes et adopteront une forme pouvant aller du contrat classique jusqu'à l'intégration verticale [O. WILLIAMSON, (1985), p. 79]. En matière contractuelle, les garanties permettant une certaine « attractivité » du secteur (ouvrant ainsi des perspectives de coordination entre les municipalités et les entreprises), sont nombreuses et impliquent des engagements importants (approvisionnement, durée et renouvellement des contrats, conditions tarifaires et techniques du service). Au sein de ces dispositions, certains facteurs d'irréversibilité peuvent également apparaître.

Le premier de ces facteurs est la durée des contrats. Liée au poids des investissements, cette durée oscille généralement entre 15 et 20 ans. La rigidité des équipements et de la contractualisation de leur exploitation peut exposer le service public aux risques liés à l'évolution des inputs et en particulier de leur nocivité.

Par exemple, une entreprise qui exploite un incinérateur devra s'assurer que les quantités de déchets incinérés sont suffisamment proches de la capacité nominale de l'unité. Cette exigence d'apport minimal freine le développement des collectes séparatives car :

- les responsables locaux ont intérêt à éviter un développement trop important du recyclage qui entraînerait une baisse des quantités incinérées et donc une hausse du coût moyen de traitement (cf. encadré) ;
- une bonne qualité d'incinération nécessite un accès aux fractions à fort pouvoir calorifique (PCI), en particulier le plastique et le papier-carton. Or ces matériaux propres et secs sont essentiellement présents dans les emballages visés par le dispositif Éco-Emballages.

La spécificité des UIOM augmente donc le caractère irréversible des investissements orientés vers la valorisation thermique. Une autorité incinérant ses ordures ménagères aura donc tendance à maintenir son dispositif en l'état au lieu de développer de façon radicale une collecte séparative.

Au-delà de la spécificité des actifs, le développement d'habitudes et de routines chez les usagers du service de collecte peut également entraîner certains effets irréversibles. Ainsi, les pratiques quotidiennes nouvelles qu'engendrent les collectes séparatives peuvent conduire au maintien de services d'enlèvement au sein de trajectoires organisationnelles rigides. Certes, ces routines contribuent à l'amélioration de la qualité du tri à la source, mais elles rendent également beaucoup plus difficile l'acceptation par les usagers d'un autre système de collecte séparative que celui qui leur est imposé jusqu'alors (irréversibilité des collectes).

Extrait de l'article 4 du bail emphytéotique signé entre 11 syndicats de l'Hérault et du Gard et une société privée.

"(Le syndicat) s'engage à apporter à l'usine (...) la totalité des déchets ménagers et assimilés" jusqu'à expiration du bail. Le bailleur "s'engage à assurer les conséquences financières de la mise en œuvre éventuelle d'une politique de collecte sélective (...) qui ne lui permettrait plus de respecter l'engagement d'apport initial de 80.000 tonnes par an."

Bail signé le 1er février 1995 pour une durée de 25 ans. La loi du 2 février 1995 interdit une telle durée pour ce type de contrat.

Source : *Le Monde* du 4 novembre 1997

Cet effet de « verrouillage technico-organisationnel » a été observé dans la plupart des systèmes innovants. Il constitue une contrainte supplémentaire dans les choix politiques qui, par la mise en œuvre d'un dispositif de collecte, s'engagent d'emblée dans une voie technique et organisationnelle fermée [R. BARBIER et P. LARÉDO (1994), p. 43].

Routines et spécificité des actifs ont donc pour conséquence commune l'irréversibilité.

Lorsqu'il y a irréversibilité, le choix opéré lors d'une période donnée dépend des options privilégiées au cours des périodes précédentes. Ainsi, si l'on se limite à deux périodes, le problème posé au décideur sera de maximiser les fonctions d'utilité U_1 et U_2 correspondant aux deux périodes.

U_1 sera fonction de la décision x_1

U_2 sera fonction de la décision x_2 et de ω , avec $\omega \in \Omega$ une description complète des variables exogènes du modèle considéré.

Le choix x_2 est contraint par x_1 , d'où l'importance du choix initial. Aussi, Arrow et Fischer (1974) fournissent à ce modèle la solution suivante :

La décision optimale x_1^* , avec la structure d'information la plus fine, doit laisser de meilleures possibilités pour x_2 par rapport au cas où l'on dispose d'une information plus grossière. Ainsi, si l'on désigne par S la partition de Ω , représentant l'information disponible entre les deux périodes, et par S' l'information la plus fine, on a :

$$x_1^*(S') \geq x_1^*(S)$$

Cet énoncé indique que le choix optimal, si l'information entre les deux périodes est importante, est la décision ménageant le plus les options d'avenir.

Par conséquent, en présence d'irréversibilités, la meilleure solution sera celle qui permettra au décideur d'obtenir un maximum d'informations pour ses décisions futures tout en ménageant ses options stratégiques.

Dans le cas où une autorité organisatrice a la possibilité de différer ses choix techniques, elle aura tendance à les repousser au maximum dans le temps afin de bénéficier des effets d'apprentissage issus des expériences engagées sur d'autres territoires. Les décideurs maximisent ainsi leurs options d'avenir tout en bénéficiant d'informations externes.

Légitimés par la complexité qui caractérise les modes de production et d'internalisation des externalités liées aux déchets ménagers, les principes de la législation française restent néanmoins imparfaits. Les objectifs exogènes sur lesquels elle se fonde, ne bénéficient pas d'une légitimité suffisante pour garantir la pérennité de la réglementation. Si le flou de ces objectifs fait avantageusement reposer l'évolution des modes de gestion sur des processus cumulatifs d'apprentissage, il semble toutefois négliger le poids des irréversibilités qui caractérise les dispositifs intercommunaux. Pour faire face à ces contraintes et aux risques économiques qui y sont liés, le processus de changement des modes de gestion nécessite un soutien technique et financier non négligeable.

Avec la directive du 01/04/92 et les procédures de répartition organisées autour des sociétés agréées, la gestion des déchets d'emballages bénéficie en partie de ces soutiens. La section suivante analyse ces solutions organisationnelles au regard de l'objectif d'internalisation.

SECTION 2.

LÉGITIMITÉ ET LIMITES DU DISPOSITIF APPLIQUÉ AUX DÉCHETS D'EMBALLAGES : LE CAS D'ÉCO-EMBALLAGES

Dans cette seconde section, nous analysons le cadre réglementaire et institutionnel spécifique aux déchets d'emballages ménagers.

Ces derniers sont au premier rang des déchets faisant l'objet d'un système complet de régulation des externalités. En évoquant le mécanisme de répartition des sociétés agréées, les acteurs publics (élus, responsables de cabinets ministériels, présidents d'associations...) parlent d'ailleurs fréquemment de "l'internalisation des externalités" liées aux déchets d'emballage.

Au regard des procédures introduites par le décret "emballages", on peut se demander si celui-ci propose bien un système complet d'internalisation ou si, de façon peut-être plus pragmatique, il se contente de rechercher l'incitation en faveur d'une modernisation progressive et décentralisée des modes de gestion de ces déchets.

Nous soutenons ici l'idée selon laquelle les logiques d'acteurs et le poids de leurs rapports de force ont eu tendance, jusqu'ici, à limiter le rôle incitatif du dispositif Éco-Emballages.

1. Le système Éco-Emballages et les principes d'une procédure d'internalisation

Le décret du 1^{er} avril 1992 (articles 2 et 4) prévoit que "quiconque, à titre professionnel, emballe ou fait emballer ses produits en vue de leur mise sur le marché" est tenu de "contribuer ou de pourvoir à l'élimination de l'ensemble de ses déchets d'emballage". Partant, deux solutions s'offrent aux producteurs :

- mettre en place un système de consigne ou de reprise des emballages en vue de leur élimination (article 10),
- adhérer à un organisme agréé par l'État dont l'objet sera de « prendre en charge, dans les conditions prévues aux articles 4 et 5, les emballages usagers de ses cocontractants (...) » (article 6).

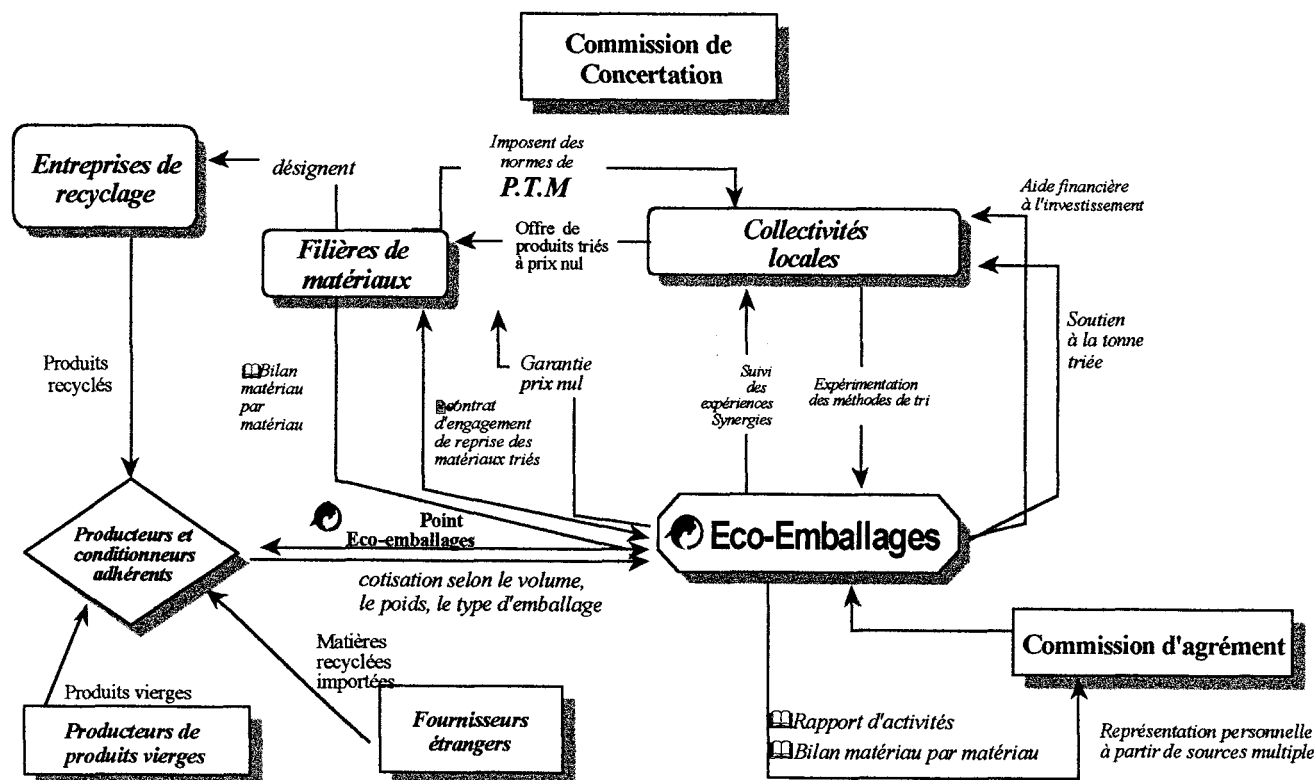
La solution française au problème du recyclage des déchets d'emballages ménagers pourrait être résumée en considérant le "système Éco-Emballages". La société privée *Éco-Emballages* a été constituée le 20 août 1992 à la suite du "décret emballages" du 1^{er} avril de la même année. Selon ses statuts, l'objet de l'entreprise est d'organiser des systèmes permettant l'élimination des déchets et la récupération des matériaux ainsi que la prise en charge des emballages d'entreprises soumises aux obligations résultant de la loi du 15 juillet 1975 et de ses décrets d'application. Agréée pour une période de 6 ans, la société anonyme a pour charge d'assurer la mission de valoriser 75 % des déchets d'emballages ménagers d'ici 2002.

Autour de l'entreprise se structure une chaîne d'acteurs intervenant dans le cycle de vie de l'emballage (cf. schéma n°1). En premier lieu, nous trouvons les entreprises adhérentes à *Éco-Emballages* qui, en contrepartie d'une contribution financière s'élevant en moyenne à 1 centime par emballage, apposent le "point vert" sur l'étiquetage de leurs produits.

Auprès d'Éco-Emballages, les collectivités locales bénéficient de l'aide au démarrage des collectes sélectives et des divers soutiens à la tonne de matériaux triés. Elles peuvent également contractualiser la garantie de reprise des matériaux. Les conditions de reprise sont établies en commission d'agrément pour une durée de six ans [Éco-Emballages (1996)].

Figure n°1.2.1.1.
Le système Éco-Emballages.

Source : J.F. Vereecke



Nous proposons ici de confronter ce mécanisme de régulation et d'incitation au cadre de la Théorie des Externalités.

Comme nous l'avons indiqué dans la section précédente, la méthode traditionnelle d'internalisation consiste à déterminer l'optimum de production d'externalités et de mettre en place les dispositifs permettant de l'atteindre. Dans cette optique, la démarche française a consisté à fonder son système d'internalisation sur une série de principes.

Selon un premier principe, le législateur a considéré que le meilleur moyen de parvenir rapidement à l'optimum social était de s'attaquer en priorité aux déchets d'emballages.

Un second principe postule que le montant du dommage causé par la production d'emballages est égal au surcoût de collecte sélective.

Enfin, le législateur suppose que le taux de contribution des conditionneurs permet un retour du niveau de production à l'optimum parétien.

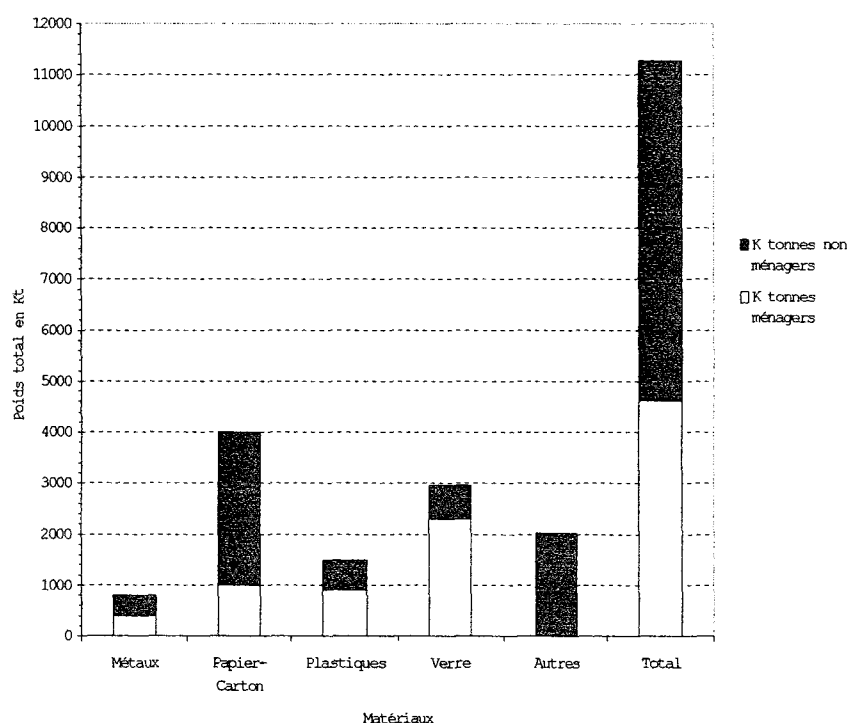
II. Principe 1 : Le problème des emballages doit être géré prioritairement

Nous partons du constat de la forte progression des quantités d'emballages présents dans nos poubelles. Entre 1960 et 1990, la part des emballages dans le poids de la production individuelle de déchets est passé de 16 à 33% (source ADEME). Selon les mêmes sources et pour la même période, le taux de croissance annuel moyen du poids des emballages jetés serait de 4,1% contre 1,7% pour l'ensemble des ordures ménagères. Le gisement global s'élèverait actuellement à 11,3 millions de tonnes, tous matériaux confondus dont 4,6Mt ménagers³⁶.

Figure n°1.2.2.1.

Gisements d'emballages par matériaux

Source ADEME (1997) données de 1994.



Cette progression s'accompagne d'une modification qualitative des matériaux d'emballages avec une augmentation plus que proportionnelle des plastiques. Entre 1960 et 1994, la part des emballages plastiques dans la poubelle des français serait passée d'environ 1 % à 20 %. Sans entrer dans le débat controversé des avantages et inconvénients de l'augmentation des plastiques dans les emballages³⁷, on peut néanmoins considérer que cette tendance induit, d'une part, une forte croissance du volume des déchets compte tenu de la faible densité du plastique et, d'autre part, une aggravation de leur nocivité en cas d'incinération (cf. supra sur l'incinération du PVC).

³⁶ Données publiées par l'ADEME en septembre 1997

³⁷ Une synthèse de ces controverses est proposée par G. BERTOLINI (1995) pp. 96-98.

Néanmoins, rappelons que ces emballages sont propres, secs, peu denses et qu'ils ne constituent pas les déchets les plus toxiques. Mis à part les aérosols, ils ne sont pas classés parmi les déchets ménagers spéciaux (DMS), ni parmi les déchets toxiques en quantité dispersée (DTQD) [P. PICHAT (1995), p. 28].

III. Principe 2 : le coût du dommage (CD) causé par la production excessive d'emballages peut être assimilé au surcoût de collecte sélective (SCS).

L'article 6 du décret n°92-377 du 1er avril 1992 précise:

Le cahier des charges des sociétés agréées fixe "les bases des versements opérés par l'organisme ou l'entreprise agréée en vue d'assurer aux collectivités territoriales le remboursement du surcoût susceptible de résulter pour celles-ci du tri des déchets."

Précisons la notion. Afin de diminuer les pollutions occasionnées par l'élimination des déchets, les collectivités locales doivent orienter leurs flux de déchets vers des procédés de valorisation en mettant en place des systèmes de collecte et de tri sélectifs. Le coût moyen de ces systèmes est supérieur à celui des collectes traditionnelles, la différence entre ces deux coûts nous donne le surcoût de collecte sélective (SCS).

Dans une publication récente, G. Bertolini nous propose une formulation graphique de SCS synthétisant bien la logique de calcul développée par Éco-Emballages [BERTOLINI (1996)]. Pour cela, il pose l'alternative majeure à laquelle s'exposent les collectivités :

- option 1 : collecte traditionnelle unitaire des ordures ménagères (et, au-delà, leur traitement)
- option 2 : "collecte séparative", c'est à dire : collecte sélective et collecte des ordures ménagères résiduelles (et, au-delà, le traitement différencié de ces flux).

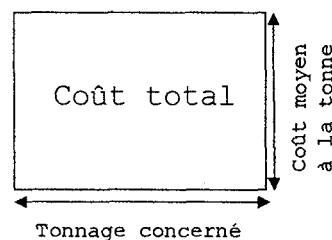
Les coûts pris en compte sont les coûts directement appliqués aux collectivités locales sans considérations environnementales particulières et sans intégration de coûts supportés par d'autres agents.

Le coût total est représenté par une surface :

Figure n° 1.2.3.1.

Représentation graphique du coût total :

Source G. Bertolini



Selon l'option 1 le coût total est représenté par la somme du coût de collecte A et du coût de traitement B :

$$C=A+B$$

Le passage en collecte séparative (option 2) complique légèrement le calcul :

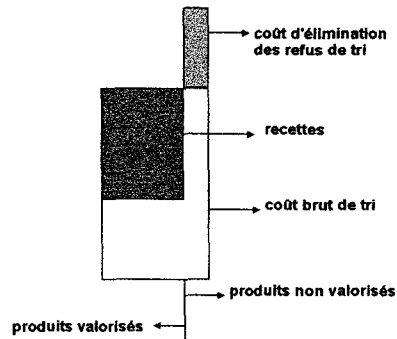
Flux sélectif :	OM résiduelles :	Ensemble :
Coût de collecte : A_s	Collecte : A_r	Collecte : $A' = A_s + A_r$ ³⁸
Coût du traitement : B_s ³⁹	Traitement : B_r	Traitement : $B' = B_s + B_r$
<hr/> Total : $C_s = A_s + B_s$	<hr/> $C_r = A_r + B_r$	<hr/> $C' = C_s + C_r = A' + B'$

Le "coût de traitement" B_s du flux sélectif peut être représenté graphiquement de la manière qui suit :

Figure n°1.2.3.2.

Représentation graphique du coût du tri

Source G Bertolini



Le surcoût SCS est évalué par la différence entre le coût de l'option 1 (collecte traditionnelle) et celui de l'option 2 (collecte séparative) :

$$SCS = C' - C$$

³⁸L'auteur précise que dans le cas d'une collecte en simultané, A_s et A_r n'apparaissent pas de façon individualisée. Ce qui apparaît est le coût de l'ensemble, c'est à dire A' .

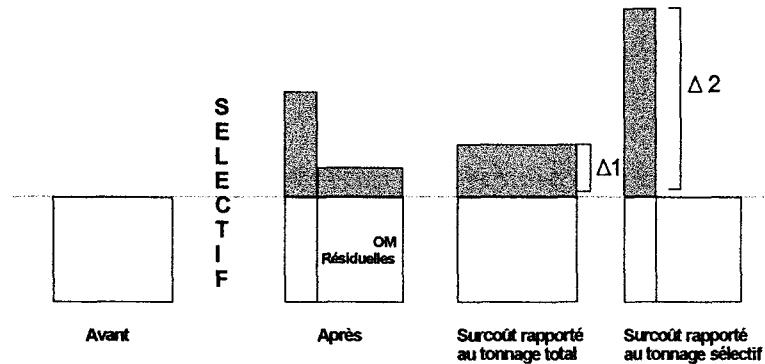
³⁹ B_s = coût brut de tri, plus coût de traitement des refus de tri moins les recettes relatives à la revente des matériaux et au soutien financier d'Éco-Emballages.

SCS peut alors être exprimé sous la forme d'un pourcentage rapporté soit au tonnage total ($\Delta 1$), soit au tonnage sélectif ($\Delta 2$) :

Figure n°1.2.3.3.

Représentation graphique des approches de calcul des surcoûts de collecte séparative

Source : G. Bertolini



Ainsi, le surcoût de collecte sélective semble parfaitement identifiable, son calcul devrait donc pouvoir servir de base à la fixation des soutiens financiers sans pour autant faire l'objet de controverses. Or ce calcul pose énormément de problèmes. Le terme de surcoût sous-entend l'existence de coûts de référence parfaitement identifiés (C et C'). En réalité, on peut se demander si le coût C doit se référer :

- au coût moyen avant la mise en place de la collecte sélective ;
- au coût théorique de la collecte traditionnelle dans un schéma de type "tout élimination" évalué sur la base de la population locale non desservie par la collecte sélective ;
- au coût théorique futur d'élimination aux normes prévues à l'horizon 2002 [C. DEFEUILLEY et P. QUIRION (1995), p. 77 schéma IV].

Retenant cette dernière option, la position d'Éco-Emballages consiste à évaluer le surcoût sur la base d'un barème de reprise calculé pour chaque matériau récupéré en tenant compte de l'évolution future des coûts d'élimination. Les garanties de reprise et soutiens diffèrent en fonction du type de collecte effectué. Ainsi, Éco-Emballages propose des contrats de programme de durée multimatériaux, monomatériaux, et trois-matériaux. Ce barème est complété par un soutien à la valorisation énergétique, un soutien au compostage et une aide temporaire au démarrage. Le récent réagrement de la société s'est traduit par une orientation plus marquée qu'auparavant en direction de la valorisation matière. Aujourd'hui, le "barème collectivités locales" s'applique selon le tableau 1.2.3.1.⁴⁰ :

- La colonne A du tableau reprend le montant en francs par tonne des soutiens financiers apportés par Éco-Emballages en fonction des types de matériaux et des systèmes de collecte et des procédés permettant leur identification par

⁴⁰Ce dispositif ne s'applique qu'aux contrats programmes de durée multimatériaux. Il est garanti pour six années renouvelables. Il est composé d'un soutien financier directement payé par Éco-Emballages et d'un prix de reprise des matériaux triés dans le respect du cahier des charges (PTM) pendant la durée du contrat, versé par les filières.

- rapport aux autres fractions (apport en containers, collecte séparative, tri-compostage, sortie d'incinération...);
- La colonne B présente le prix minimum que garantissent les repreneurs désignés par Éco-Emballages;
 - L'addition du soutien Éco-Emballages et du prix minimum garanti par les repreneurs nous donne les recettes totales minimales garanties à la collectivité (colonne C).

Tableau 1.2.3.1.

Contrat de programme de durée multimatériaux

Source Éco-Emballages au 19/06/96, montant HT s'appliquant aux matériaux livrés
départ collectivité.

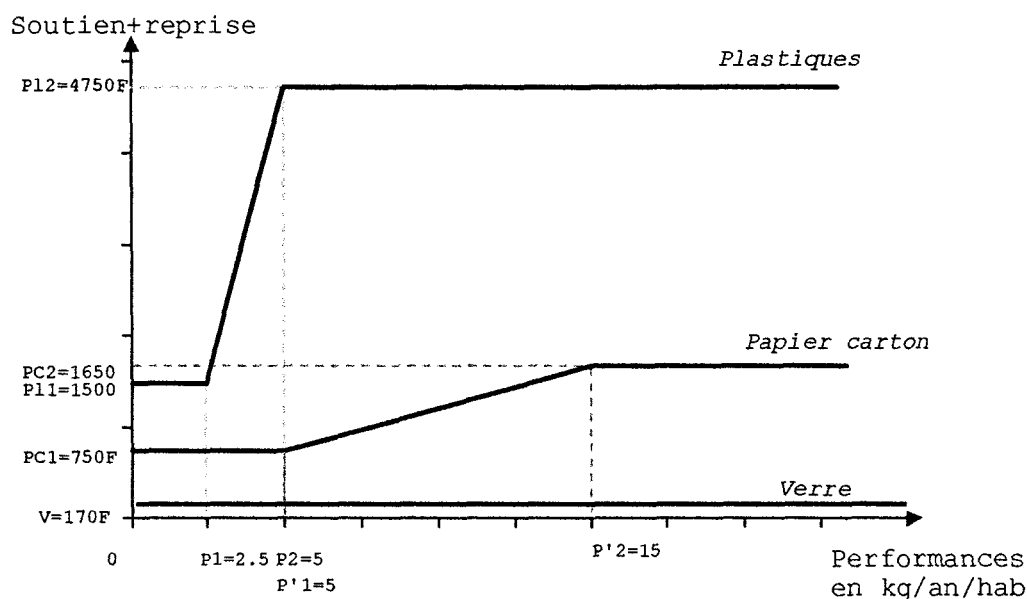
EN F/T	A	B	C=Min (A+B)
	SOUTIEN DIRECT ECO EMBALLAGES	PRIX DE REPRISE MINIMUM GARANTI PAR LE REPRENEUR DESIGNÉ	RECETTE TOTALE MINIMALE GARANTIE A LA COLLECTIVITE
Verre	AV : 20F/T	150F/t	170F/t
	PAP : 50 F/T		
	Soutien zones éloignées : 0 à 70 F/t		
Plastiques	<2.5 kg/an/hab = 1500F/t	0 F/t	<2.5 kg/an/hab = 1500F/t
	2.5 à 5 kg/an/hab = variable de 1500 F/t à 4750 F/t		2.5 à 5 kg/an/hab = variable de 1500 F/t à 4750 F/t
	>5kg/an/hab = 4750 F/t		>5kg/an/hab = 4750 F/t
Acier issu de collecte sélective	300F/t	50 F/t si la densité apparente > 0.3 200 F/t si la densité réelle des paquets > 1,2	350 F/t si la densité apparente > 0.3 500 F/t si la densité réelle des paquets > 1,2
	issu de mâchefers ou de compost	75F/t	0F/t si teneur ≥ 55% 50F/t si teneur ≥ 60%
Aluminium Issu de collecte sélective	1500 F/t	1000 F/t si teneur >55%	2500F/t
	issu de mâchefers	500F/t	750 F/t si teneur >55%
Papier carton	<5kg/hab/an =750F/t	0F/t	<5kg/hab/an =750F/t
	5 à 15 kg/an/hab = variable de 750 F/t à 1650 F/t		5 à 15 kg/an/hab = variable de 750 F/t à 1650 F/t
	>15 kg/hab/an = 1650 F/t		>15 kg/hab/an = 1650 F/t

On comprendra aisément que la prise en charge effective du surcoût de collecte sélective dépendra des résultats de la collecte en termes de captage respectif des différents matériaux. Une collecte sélective performante pour le verre mais captant peu de plastique aura des difficultés à se voir rembourser son SCS.

Afin d'être plus proche du remboursement de SCS, le renouvellement de l'agrément prévoit la prise en compte, pour certains matériaux, du fait que les coûts marginaux de récupération sont croissants avec le pourcentage de quantités valorisées par rapport à un gisement donné. En effet, on sait que les coûts marginaux de collecte et de tri à la tonne croissent au fur et à mesure que les fractions captées sont plus hétérogènes et dispersées [G. BERTOLINI (1987), p. 634]. On retrouve en partie la prise en compte de cette logique dans le graphe ci-dessous présentant un aperçu du différentiel de recettes marginales selon le captage du verre, du papier-carton, et du plastique (nouveau barème Éco-Emballages) :

Figure n°1.2.3.4.
Barème de reprise Éco-Emballages en 1997 : représentation des recettes
minimales garanties par Éco-Emballages

Source Éco-Emballages



LÉGENDE :

Pl1 et Pl2 : Recettes minimales garanties pour le plastique en fonction des performances

PC1 et PC2 : Recettes minimales garanties pour le papier-carton en fonction des performances exprimées en kg/an/habitant

V : Recettes minimales garanties pour le verre

P1 et P'1 : Limites de performance correspondant au changement de formule de calcul des recettes minimales garanties pour le plastique

P2 et P'2 : Limites de performance correspondant au changement de formule de calcul des recettes minimales garanties pour le papier-carton.

Le remboursement du SCS s'effectue donc sur la base d'un mélange donné de matériaux collectés. Selon l'avis du Cercle National du Recyclage, l'aberration de ce mode de calcul et, en particulier, le faible niveau du barème aval du verre, ne permettrait pas une incitation à la limitation de l'incinération de ce matériau.

Ce principe pose également le problème de la pertinence de la méthode d'évaluation des dommages. En considérant que la cotisation Éco-Emballages doit combler le surcoût de collecte sélective, le droit français assimile le montant des dommages⁴¹ aux dépenses induites par le passage de l'élimination à la valorisation selon les objectifs fixés par les textes de loi.

On peut facilement montrer que ces dépenses induites ne correspondent pas au coût réel des dommages et qu'elles combleront tout au plus une fraction du coût de réparation.

Globalement, on peut estimer que, pour se protéger des effets négatifs engendrés par les déchets d'emballages, les consommateurs paient un service d'enlèvement et

⁴¹On parle ici des seuls dommages occasionnés par les déchets des emballages sur lesquels figure le point vert Éco-Emballages.

d'élimination de ces déchets (comprenant une part de valorisation) et dépendent une certaine somme pour se prémunir des effets négatifs liés à ce service (déménagements éventuels en cas de proximité d'un incinérateur ou d'une décharge, frais médicaux, isolation phonique...). Le coût global des dommages occasionnés par les déchets d'emballage est donc égal à l'addition du coût de leur élimination et des coûts externes qui y sont liés.

Les coûts privés, liés à la production de déchets d'emballages ne se limitent donc pas à la seule différence entre les modes de collecte traditionnelle et séparative. Il conviendrait, pour être plus précis, d'intégrer à ces dépenses celles relatives à la fraction qui n'est pas captée par la collecte sélective (collecte plus traitement traditionnel) ainsi que l'éventualité d'une hausse du coût moyen d'incinération due au détournement des fractions sèches à fort pouvoir calorifique [G. BERTOLINI (1994), J-F VEREECKE (1997), p. 164-201].

Il apparaît donc clairement que le calcul de SCS ne donne pas, loin s'en faut, une estimation fiable du coût des dommages CD.

Par ailleurs, si on ajoute à ces dépenses induites, l'ensemble des effets sur les valeurs d'usage et de non-usage des biens environnementaux touchés par les pollutions que causent les déchets d'emballages, nous nous éloignons encore plus du montant réel des dommages. On peut donc estimer que le surcoût de collecte sélective est inférieur au coût des dommages induits par les déchets d'emballage et donc que l'internalisation basée sur le calcul de ce surcoût est imparfaite. La différence entre SCS et CD est prise en charge par les usagers et contribuables locaux.

IV. Principe 3 : Le système des sociétés agréées est un moyen efficace pour fixer un niveau de taxation permettant un retour du niveau de production à l'optimum paretien.

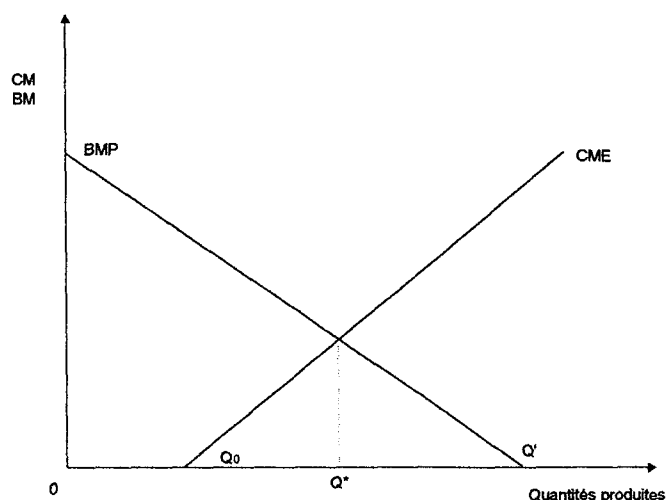
Autrement dit, il suppose l'incitation à une baisse substantielle de la production par une augmentation du coût privé jusqu'au niveau du coût social.

Reprenons le modèle pigovien d'effets externes en utilisant la formalisation graphique que propose Ralph TURVEY [R. TURVEY (1963)].

Le graphique qui suit présente en abscisse les quantités d'emballages produits par une société donnée. En ordonnée, nous trouvons les coûts et bénéfices exprimés en termes marginaux. La droite BMP représente le bénéfice marginal privé de l'entreprise, CME représente le coût marginal externe considéré comme traduisible monétairement :

Figure n°1.2.4.1.
Le modèle pigovien d'effets externes

Source R. Turvey



Le modèle est basé sur une hypothèse de concurrence pure et parfaite. Le prix unitaire des produits étant supposé constant et le coût marginal privé croissant, le bénéfice marginal privé est décroissant et s'annule en Q' , point de maximisation du bénéfice total.

Le coût marginal externe est, par hypothèse, une fonction croissante des quantités produites. Les coûts liés aux pollutions augmentent donc de façon plus que proportionnelles avec les quantités produites. Son niveau est nul jusqu'en Q_0 , à partir de ce point l'augmentation des quantités produites affecte l'utilité de tiers.

L'optimum collectif nous est donné par l'annulation du bénéfice social marginal correspondant à la différence $BMP - CE = 0$. On situe donc cet optimum en Q^* , c'est à dire à un niveau de production inférieur à l'optimum privé Q' .

Conformément à la tradition pigovienne⁴², le système Éco-Emballages prévoit une contribution dont l'effet sur la production serait théoriquement assimilable à celui résultant d'une taxation des emballages (bien que l'adhésion au système soit contractualisée et non obligatoire). En effet, le cahier des charges de demande d'agrément de la société précise :

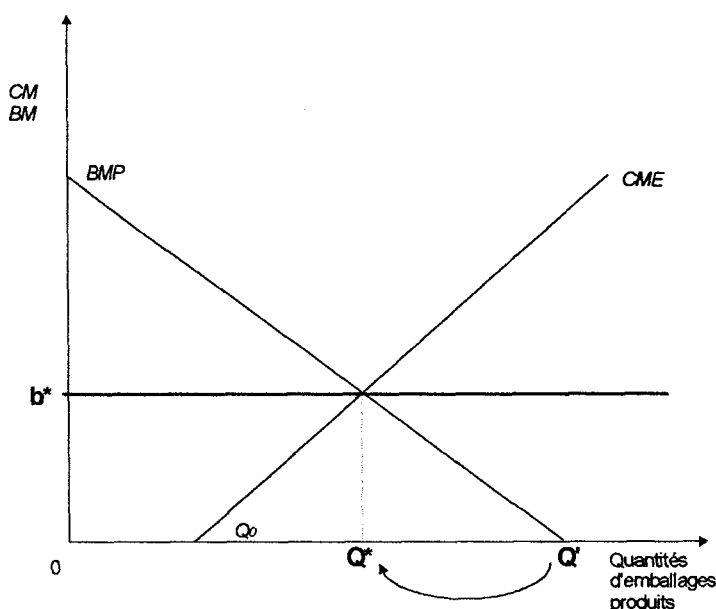
« L'évolution [du barème(...)] devra favoriser la décroissance du tonnage des déchets d'emballages, à volume constant de produits conditionnés. »

Le barème a donc pour but d'inciter l'entreprise à produire moins d'emballages (en particulier à éviter le « suremballage ») afin de rapprocher les niveaux de production de l'optimum social Q^* . Le barème optimal serait donc b^* représenté graphiquement :

⁴² Bien que dans le cas présent l'intervention publique directe soit remplacée par le principe des sociétés agréées.

Figure n°1.2.4.2.
L'internalisation des effets externes

Source R Turvey



La contribution, qui s'élève aujourd'hui en moyenne à environ 1 centime par emballage, autorise la société adhérente à apposer le point Éco-Emballages (ci-dessous) sur son produit.

Point Éco-Emballages :



Étant déterminé par le croisement des courbes de bénéfice marginal privé et de coût marginal externe, le niveau de taxation optimal doit, en toute logique, être fonction des quantités et surtout du niveau de toxicité des matériaux utilisés pour l'emballage. En effet, le non-respect de cette condition signifierait que b n'a aucun rapport avec la fonction de coût externe, ce qui semble aberrant si l'on recherche à atteindre b^* . Cette condition n'est d'ailleurs nullement ignorée par le cahier des charges de demande d'agrément dans lequel il est précisé :

"Le barème pourra évoluer de plusieurs façons en fonction de l'expérience acquise, validée par des bilans environnementaux, qui pourront notamment prendre en compte l'aptitude au traitement et à la valorisation de chaque type d'emballage et de matériau."

Cette volonté affichée ne s'est cependant pas traduite dans les faits par le calcul d'un barème répondant aux conditions d'atteinte de l'optimum :

- Le montant demandé aux emballeurs ne prend pas en compte la toxicité et la nocivité des matériaux [S. GELOSI et L. GIUBILEI (1994)].
- Il est par ailleurs largement inférieur au niveau d'incitation tel qu'il est exigé chez certains de nos principaux partenaires européens. Ainsi selon G. Bertolini : « Par comparaison avec DSD⁴³, les contributions versées à Éco-Emballages sont près de 50 fois moins élevées sur une bouteille de champagne

43DSD : Duales System Deutschland, mis en place par les industriels allemands pour les déchets d'emballages.

comme sur des bouteilles plastiques. Au niveau du conditionneur, le surcoût qui en résulte peut cependant atteindre quelques pour-cent ; ce n'est pas négligeable, mais pas de nature à modifier la pratiques de conditionnement » [G. BERTOLINI (1995)].

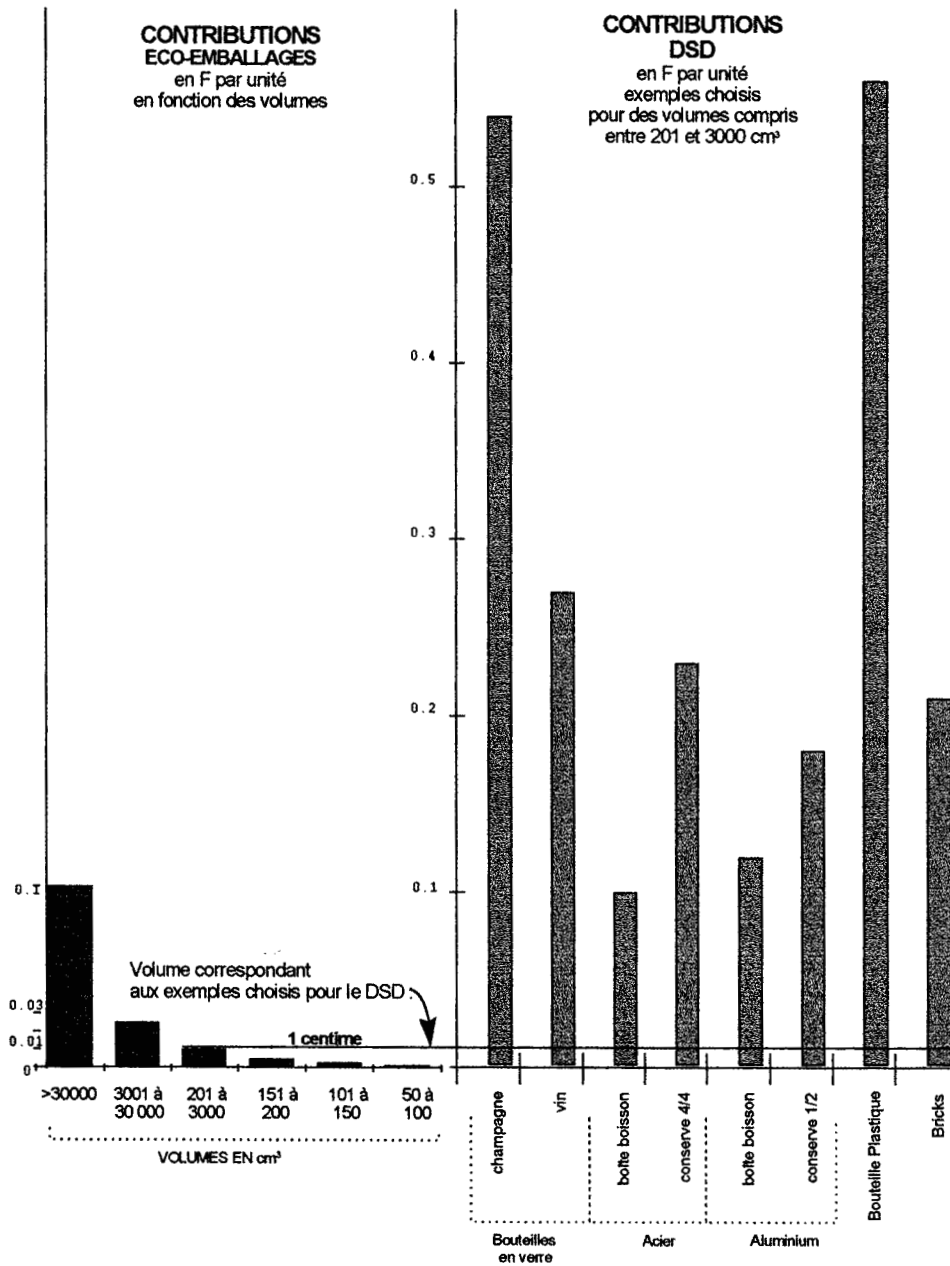
Selon M. Glachant (1994), la faiblesse du niveau des contributions demandé aux conditionneurs et leur absence de différenciation en fonction des matériaux, sont les fruits d'objectifs industriels présents depuis l'origine de la société Éco-Emballages. Issu des propositions du rapport d'Antoine Ribout et de Jean-Louis Beffa, respectivement PDG de BSN et de St Gobain, le dispositif Éco-Emballages a, depuis son origine, été fortement influencé par des groupes industriels producteurs de biens de consommation. Pour ces entreprises, les matériaux entrant dans la composition des emballages, s'inscrivent dans des stratégies commerciales de long terme. Ce fait expliquerait leur réticence à faire appliquer une politique de différenciation des coûts susceptible de remettre en cause ces stratégies.

En rapprochant graphiquement les contributions Éco-Emballages et DSD on ne peut qu'abonder dans le sens de G. Bertolini (Figure n°1.2.4.3.). Cette différence entre les niveaux de contribution français et allemand se traduit par des effets très inégaux sur le coût des emballages et donc sur leur production. La faiblesse relative des contributions Éco-Emballages et l'absence de différenciation entre les matériaux visés par le barème amont, limite fortement leur incidence sur la réduction à la source des emballages mis sur le marché et ne permet pas un développement rapide des collectes séparatives.

Figure n°1.2.4.3.

Contributions Éco-Emballages et DSD.

Source : Éco-Emballages et exemples DSD mesurés par G. Bertolini (1995), représentation personnelle.



Compte tenu de ces observations, il nous paraît impossible d'assimiler le dispositif Éco-Emballages à une procédure complète d'internalisation des effets externes. Il s'agit tout au plus d'une internalisation partielle dont les effets théoriques pourraient être sujets à critiques.

V. Les effets théoriques du dispositif et les mesures prévues à court terme

Comme nous venons de le voir, la logique stratégique des acteurs influençant la politique d'Éco-Emballages a permis à la société de maintenir un niveau bas de contribution (environ 1 centime par emballage). En outre, malgré les dispositions imposées par le cahier des charges de demande d'agrément, Éco-Emballages maintient une absence de différenciation de ces contributions par rapport au poids et à la nature des matériaux.

La première conséquence de ce *statu quo* est la consolidation de la tendance à l'augmentation du volume des déchets d'emballages produits quotidiennement. Par ailleurs, rien n'incite les conditionneurs à limiter le niveau de nocivité des emballages en fin de vie, ni à augmenter leur fraction valorisable (cf. paragraphe II).

L'unicité du calcul des contributions peut ainsi aller à l'encontre d'un des principaux objectifs émis par la loi de 1992 : la prévention et la réduction de la production et de la nocivité des déchets.

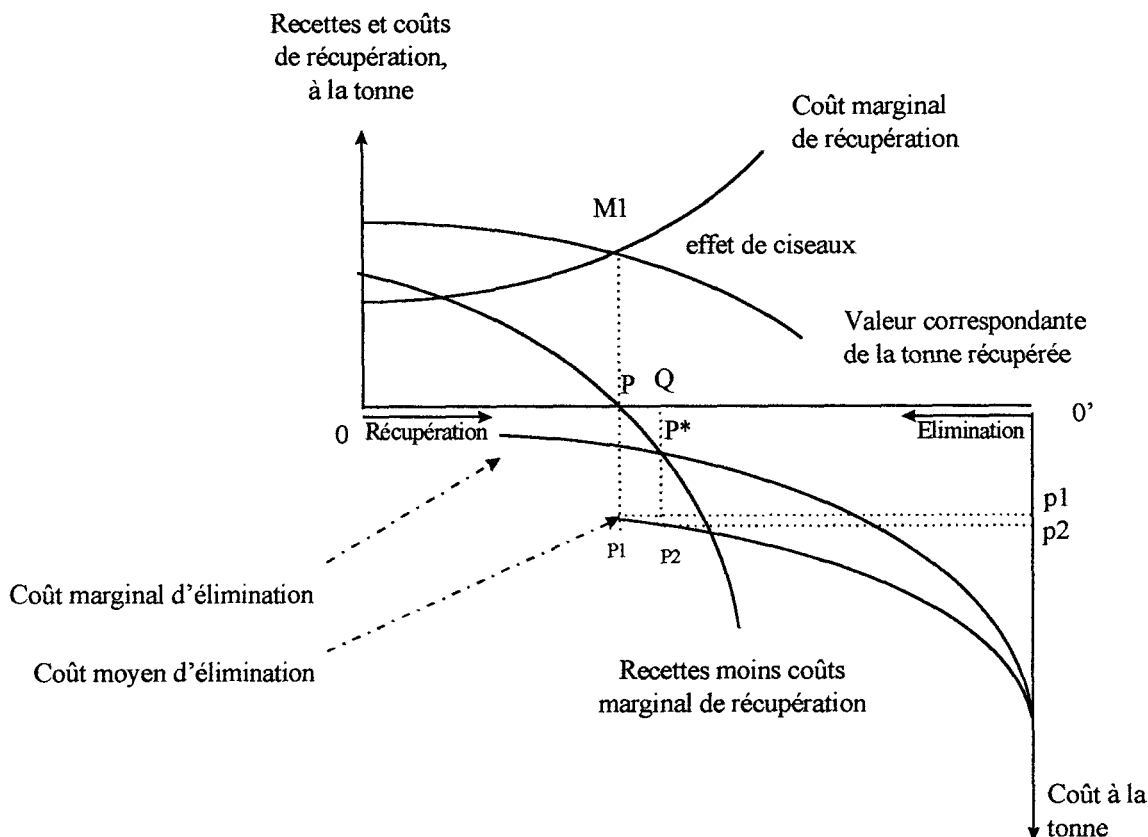
Au niveau de la reprise des matériaux triés, l'ambiguïté de la notion de " surcoût de collecte sélective " permet à Éco-Emballages de limiter le niveau de son soutien financier pour certains matériaux et donc de faire varier les quantités que les collectivités chercheront à capter. Graphiquement cette logique peut être représentée à partir de la formalisation proposée par Bertolini (1987, p. 61). Dans ce schéma, la fixation des quantités à récupérer dépend de l'égalisation entre les coûts nets marginaux de récupération et les coûts marginaux d'élimination.

Bertolini met en évidence l'existence d'un " effet de ciseaux " entre le coût marginal de récupération et la valeur correspondante de la tonne récupérée. Les coûts marginaux de collecte et de tri à la tonne croissent sous l'effet de l'augmentation de la dispersion et de l'hétérogénéité des fractions collectées de façon séparée. En parallèle, les matériaux récupérés sont de moindre qualité quand le taux de récupération augmente. La valeur correspondante de la tonne récupérée a donc tendance à baisser. Le croisement des deux courbes indique l'existence d'un optimum économique de récupération en P. L'articulation entre récupération et élimination entraîne un déplacement de l'optimum de P à P* correspondant au croisement des courbes de recette nette marginale de récupération et de coût marginal d'élimination (Figure n°1.2.5.1.).

Figure n°1.2.5.1.

Articulation entre récupération et élimination

Source d'après G. Bertolini (1987).



Au sein de ces logiques économiques, le dispositif Éco-Emballages a été créé en partie pour déplacer le point P^* vers un niveau privilégiant plus la récupération que l'élimination (vers la droite de l'axe des abscisses). Au niveau des communes, le barème Éco-Emballages propose une recette minimale garantie égale à l'addition des recettes minimales de reprise et du soutien à la tonne (droite "a" sur le graphique n°1.2.5.2.).

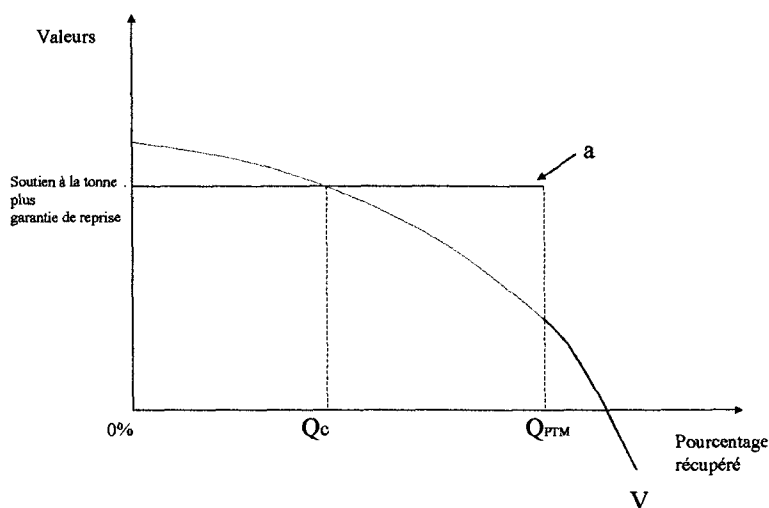
Ce barème est appliqué aux seuls tonnages respectant un niveau de pureté déterminé par un cahier des charges précis (les prescriptions techniques minimales ou "PTM"). Sachant que, lorsqu'on vise un captage poussé de matériaux récupérables, la quantité des produits récupérés est décroissante (car plus hétérogènes et contaminées), on peut estimer qu'à partir d'un certain pourcentage de récupération, les matières collectées ne respectent plus les PTM. Ce point limite correspond à Q_{PTM} au-delà duquel le barème Éco-Emballages n'est plus pratiqué.

Si la collectivité vise une collecte supérieure à Q_{PTM} , le prix de vente des matériaux correspondra à sa valeur sur le marché (donnée par la courbe V).

Figure n°1.2.5.2.

Valeur de reprise et application du barème Éco-Emballages

Source J.F. Vereecke



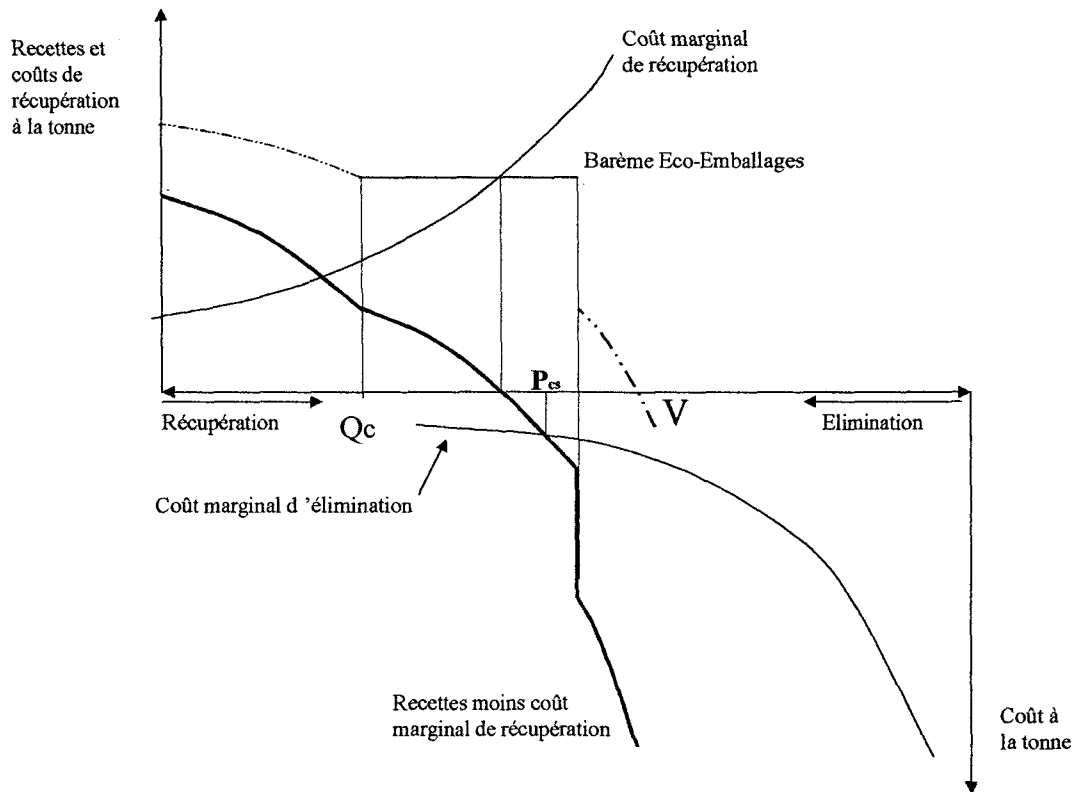
Remarquons qu'en dessous d'un niveau de captage Q_C , la valeur des matériaux collectés peut être supérieure aux recettes garanties par Éco-Emballages. Dans ce cas, la commune aura intérêt à fournir ses matériaux de façon directe, sans passer par une contractualisation des reprises. En revenant à la représentation proposée par G. Bertolini, nous pouvons insérer la nouvelle courbe de recettes nettes marginales de récupération. Le croisement entre cette courbe et la courbe de coût marginal d'élimination nous donne l'optimum d'ensemble (au niveau de récupération P_{CS}) correspondant à l'équilibre micro-économique de l'élimination et de la récupération.

On remarquera que la modification de la forme de la courbe des « recettes moins coût marginal de récupération » a effectivement permis une augmentation des quantités récupérées (déplacement de P_{CS} vers la droite) jusqu'à une limite (partie verticale de la courbe) correspondant aux prescriptions techniques minimales.

En cas d'augmentation des coûts d'élimination (déplacement de la courbe de coût marginal d'élimination - C_{mE} - vers le bas du graphe), la part des déchets à récupérer augmente jusqu'au niveau P_{PTM} . Si la croissance de C_{mE} se poursuit, la fraction à récupérer restera malgré tout inchangée jusqu'au moment où le C_{mE} sera égal aux coûts marginaux nets de récupération correspondant au prix de revente des matériaux hors PTM.

Figure n°1.2.5.3.
Application du barème Éco-Emballages

Source J.F. Vereecke

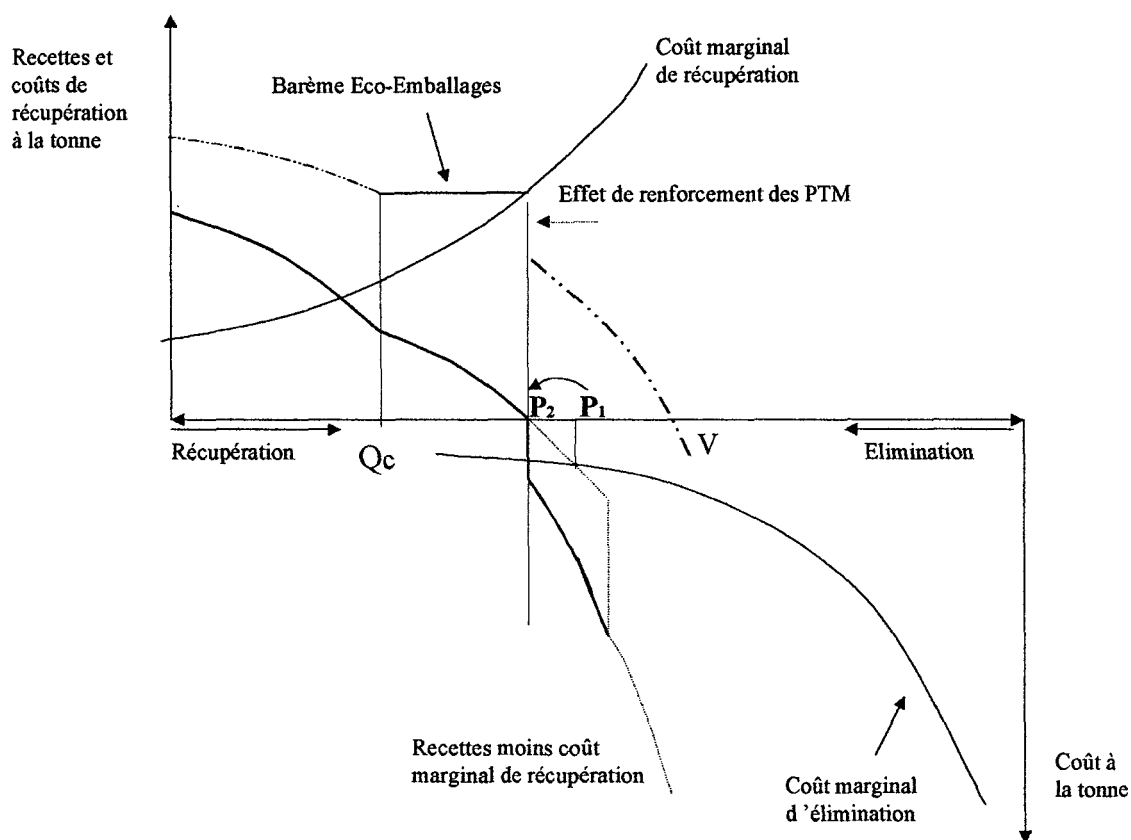


La répartition actuelle des représentants des différentes catégories d'acteurs (associations, collectivités locales, entreprises...) au sein de la commission d'agrément permet à Éco-Emballages de faire pression sur les PTM afin de parvenir à un rapport qualité/prix des matériaux intéressant pour les « repreneurs désignés ». Le durcissement du cahier des charges induit une baisse des quantités captées par la collectivité (passage de P1 à P2) et donc une diminution des performances de la collecte sélective. Dans cette situation, les communes cherchent à atteindre le niveau de qualité requis par le contrat de reprise, ils se placent donc en « fournisseurs » de matériaux et dépassent ainsi la simple garantie du service public. L'objectif écologique initialement affiché par la directive emballages se trouve ainsi détourné par la recherche d'optimisation économique du dispositif.

Figure n°1.2.5.4.

Effet à court terme du durcissement des prescriptions techniques minimales

Source J.F. Vereecke



Tenant compte des imperfections du système des sociétés agréées, le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement a récemment déclaré son intention de modifier les barèmes Éco-Emballages et Adelphe et de rééquilibrer la composition de la commission d'agrément.

Au niveau du barème "amont", la contribution des emballeurs devra être plus incitative et intégrera des critères environnementaux complets.

Au niveau du barème "aval", l'aide aux collectivités devra être orientée « vers une participation au coût de collecte sélective et de tri » afin de renforcer le caractère incitatif du mode de répartition.

Les missions de la commission d'agrément évolueront afin de permettre sa transformation en une instance de proposition à destination des pouvoirs publics. Sa composition sera rééquilibrée en augmentant le nombre de représentants des collectivités locales et des associations de protection de l'environnement et des consommateurs.

Les mesures prévues par les pouvoirs publics démontrent la prise de conscience de plusieurs imperfections dans le système français de gestion des déchets d'emballages.

Sans revenir sur les problématiques développées plus haut, signalons néanmoins que le projet n'évoque plus la notion de "surcoût de collecte sélective" et qu'il insiste fortement sur l'objectif d'incitation.

En amont, on recherche une diminution des quantités et de la nocivité des emballages produits.

En aval, le système doit inciter les collectivités à développer le tri sélectif des déchets.

Au cœur des dispositions prévues, l'objectif d'augmentation du nombre des représentants des collectivités locales et associations, présents au sein de la commission d'agrément, démontre une prise de conscience des conséquences de l'actuel déséquilibre. La sur-représentation des industriels a, en effet, tendance à détourner les communes de leurs attributions juridiques pour en faire de véritables fournisseurs de matériaux. L'objectif des industriels étant l'accès au moindre coût à des gisements de matériaux de qualité, ils parviennent à pousser les collectivités à affiner la qualité du tri. Cette optique qualitative a pour conséquence une augmentation des taux de refus, une limitation technique des tonnages valorisés et une augmentation des coûts nets de collecte sélective.

L'effet structurant recherché au travers du dispositif Éco-Emballages a donc été, jusqu'ici, biaisé par un certain déséquilibre dans les espaces de négociation. Si la législation des déchets d'emballages a effectivement prévu un mode de régularisation très élaboré, il est manifeste que celui-ci a tendance à orienter les dispositifs techniques selon des logiques économiques limitant sensiblement la portée des changements opérés.

CONCLUSION DU PREMIER CHAPITRE

Dans cette première étape de notre raisonnement, nous avons pu observer l'originalité de la réglementation française en matière de gestion des déchets ménagers. Fondée sur le principe d'une décentralisation des choix, celle-ci s'articule autour d'une planification départementale des dispositifs techniques. Cette option conduit à la formalisation de décisions collectives basées sur la capacité de chaque autorité organisatrice à accéder et à gérer une information technologique de plus en plus complexe.

En résumé, sur la base d'objectifs explicites mais également sujets à interprétations, deux logiques fondamentales dirigent le cadre législatif de la gestion des ordures ménagères :

- une logique de décentralisation des décisions techniques ;
- une logique d'incitation à un changement progressif des systèmes locaux afin qu'ils bénéficient au maximum d'effets d'apprentissage.

Afin de bien comprendre les fondements des spécificités de cadre juridique, nous sommes partis de l'originalité de la problématique posée par l'enjeu écologique lié à l'accroissement des gisements et aux difficultés que pose l'élimination des déchets. Une originalité qui touche tout d'abord aux modes de génération des effets externes et, notamment, au fait que le déchet, en tant que pollution, subit un traitement lui-même facteur d'externalités négatives. Une originalité liée également aux problèmes posés par l'identification des producteurs et par la détermination de leurs niveaux de partage des responsabilités.

Partant de ces caractéristiques, la réglementation française s'inscrit dans le cadre plus général de principes définis au niveau international, axés en particulier sur la promotion d'un traitement, d'une valorisation et d'une élimination écologiquement rationnels. Les textes cadres sont, pour la plupart, constitués de transcriptions en droit français de directives européennes, dont la plus influente reste la loi de 1975 révisée en 1992, sur laquelle s'assoit l'ensemble de la dynamique actuelle de modernisation des schémas intercommunaux.

Une analyse critique des deux principes réglementaires identifiés (décentralisation des décisions techniques et incitation au changement progressif des systèmes locaux) nous a amené à souligner les imperfections d'un schéma législatif, certes légitimé par l'hétérogénéité des territoires gérés, mais négligeant néanmoins le poids des irréversibilités qui caractérisent les dispositifs intercommunaux. Ces limites poussent à penser qu'un tel cadre nécessite un soutien technique et financier non négligeable. Constatant que, dans le domaine des déchets d'emballages, les organisations intercommunales bénéficiaient en partie de ces soutiens, nous avons porté notre attention sur le dispositif spécifique appliqué à cette fraction des ordures ménagères. En nous basant sur l'hypothèse selon laquelle ce dispositif pouvait être comparé à une procédure d'internalisation des externalités, nous avons pu identifier un certain nombre de limites réduisant sensiblement le rôle incitatif de la « solution française ». Le système de régulation, illustré ici à l'aide de l'exemple d'Éco-Emballages, se trouve biaisé par des déséquilibres au sein même des espaces de négociation prévus par les conditions d'agrément. L'institutionnalisation de l'aide au changement technique ainsi élaborée, ne semble pas à la hauteur de l'enjeu auquel sont confrontées les intercommunalités.

Le défi posé par la modernisation des schémas intercommunaux se trouve placé dans un cadre procédural accordant une place privilégiée aux négociations,

au développement de savoir-faire locaux et à l'adaptabilité des consignes élaborées au niveau national face aux contextes spécifiques des territoires visés.

Se voulant pragmatique, la norme instituée tient compte de la nécessité d'intégration des hétérogénéités spatiales et du caractère évolutif des dispositions techniques et organisationnelles à mettre en œuvre. *Partant, se pose la question des règles microéconomiques auxquels obéissent ces actions procédurales requises par la législation.*

CHAPITRE 2

UNE ACTION PROCÉDURALE DÉFINIE EN UNIVERS CONTROVERSÉ

Rappelons que l'idée directrice de notre thèse est que le cadre réglementaire et institutionnel de la gestion des déchets ménagers, étudié dans le chapitre précédent, a tendance à orienter les solutions techniques locales vers des dispositifs aussi diversifiés que peu efficaces. Afin d'offrir une interprétation économique de cette tendance, il convient d'analyser les principes dirigeant le processus de modernisation des services d'élimination.

C'est l'objet de ce second chapitre, dans lequel nous étudions ces règles économiques en soulignant le poids des incertitudes et controverses qui caractérisent l'environnement décisionnel des autorités organisatrices.

Par ce biais, nous tentons de démontrer que les choix techniques se fondent en partie sur des conventions dont la dynamique reposerait sur des règles de type évolutionniste.

Nous tenterons, tout d'abord, une interprétation microéconomique standard de la situation d'indifférence entre stabilité et changement technique.

Dans une seconde section, nous soulignerons la sensibilité de l'équilibre ainsi défini et nous montrerons que plusieurs variables décisionnelles clés évoluent de façon incertaine. Ce constat nous amènera à conclure que la recherche d'optimisation des schémas techniques locaux repose principalement sur l'enjeu d'une maîtrise de l'information interne et externe aux autorités organisatrices.

Confrontées à cet enjeu, les organisations se structurent en fonction de l'opportunité de regroupements intercommunaux et des possibilités de délégation de tout ou partie du service d'élimination des déchets. Dans une troisième section, nous étudierons les liens existant entre ces montages juridiques et leur capacité à gérer des flux d'informations de plus en plus complexes.

Nous verrons enfin que ces liens, ainsi que le poids des controverses, conduisent les décideurs à établir leurs choix en fonction de *conventions dominantes*.

SECTION 1.

LES CONDITIONS MICROÉCONOMIQUES DES CHANGEMENTS TECHNIQUES (EN UNIVERS STABILISÉ)

La démarche consistant à déterminer les fondements des choix techniques implique une recherche des conditions microéconomiques conduisant à privilégier tel ou tel dispositif.

Dans cette première section, nous recherchons les conditions microéconomiques du passage d'un modèle traditionnel de gestion des déchets ménagers à un modèle séparatif. Pour cela nous proposons une approche comparative des coûts et recettes actualisées pour les deux modèles, nous tentons donc de définir les conditions d'indifférence entre le maintien d'un schéma de type "tout élimination" et l'engagement dans la collecte sélective des ordures ménagères.

Par une approche microéconomique de ces conditions, nous cherchons à montrer que l'engagement d'une collectivité vers une gestion séparative de ses déchets dépend non seulement du différentiel de coût actuel entre les systèmes, mais également de leur évolution à moyen/long terme et de la disposition à payer des contribuables ou usagers du service.

Cette première approche - assez générale - de la problématique financière fera l'objet, en seconde partie, d'une analyse empirique auprès d'une série de zones tests. Dans l'immédiat nous nous contentons de proposer un cadre formalisé devant permettre de mieux saisir l'influence respective des différents coûts et recettes sur le changement technique.

I. La définition du changement technique

À ce stade de nos réflexions, il convient de préciser quelque peu la définition que nous retenons pour le concept de changement technique.

Nous définissons la technique comme un ensemble de procédés et de méthodes. Elle se rattache donc à l'intégration, au sein de processus de production, de moyens technologiques organisés de façon spécifique. La structuration de ces systèmes de production s'effectue selon des schémas organisationnels mobilisant différents niveaux de compétence.

La notion de « technique » se trouve ainsi directement liée à celle « d'organisation », étant entendu que tout dispositif fera autant appel à une intégration pertinente de procédés qu'à la coordination efficace d'acteurs compétents (nous parlerons d'ailleurs généralement de changements « technico-organisationnels »). Le changement de ces techniques concernera donc l'articulation entre les technologies mises en œuvre et l'emprunt de formules organisationnelles spécifiques en vue d'une satisfaction des objectifs des autorités locales.

La technologie se conçoit comme un ensemble de connaissances et de pratiques relatives à un domaine technique, intégrant aussi bien des principes scientifiques que des savoirs spécifiques et en partie tacites. Selon nous, la technologie ne se limite donc pas à une réserve d'informations facilement appropriables, elle s'inscrit au sein de processus d'apprentissage et de l'élaboration de savoir-faire permettant l'exploitation de techniques et l'adoption de modes d'organisation particuliers.

Le « changement technique » est ici synonyme d'innovation. Ce concept réunit les produits nouveaux, les procédures de production inédites, les formes originales d'organisation, les technologies appliquées à de nouveaux domaines, les accès à de nouveaux marchés [J. NIOSI, B. BELLON, P. SAVIOTTI, M. CROW (1992)] ainsi que les « innovations sociales », telles que les définit C. Freeman (1988), c'est à dire les politiques impliquant de nouvelles coordinations entre les individus, dont les conséquences se traduisent tout autant par des gains de productivité que par des effets de feed-back sur les innovations plus proprement technologiques.

Nous concevons l'innovation comme un processus, c'est à dire comme une suite d'actions, d'opérations, visant un certain état et conduisant à un résultat plus ou moins proche de cet objectif. L'analyse de ces processus consiste à rechercher la façon dont les choses changent au cours du temps. Dans notre thèse, les évolutions étudiées concernent les processus plus ou moins complexes d'élaboration de modes de gestion séparative des déchets ménagers.

Les systèmes étudiés peuvent être présentés comme suit.

Un intrant, le déchet du matériau i est collecté et traité par un organisme donné. Cet organisme a le choix entre un système d'élimination simple (système "traditionnel" STE) et un système séparatif intégrant une collecte sélective du matériau en question (STS).

Figure n°2.1.1.1.

Système « tout élimination » (STE)

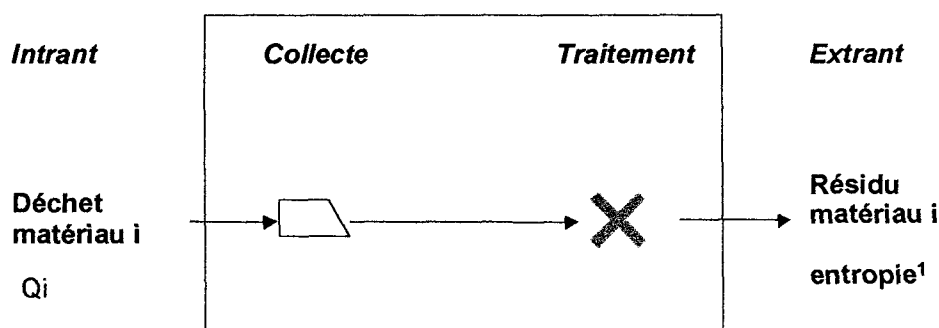
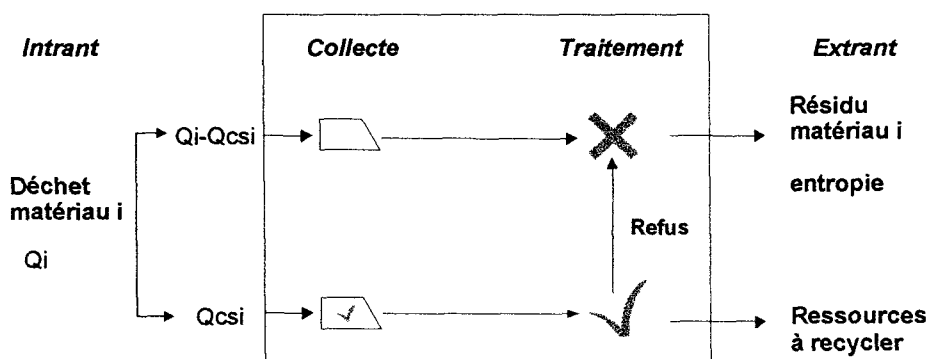


Figure n°2.1.1.2.

Système technique séparatif (STS)



1. Ici, la notion d'entropie est reprise (en vertu des critiques émises au chapitre 1) dans le sens de perte de matière ou d'énergie potentielle.

En cas de valorisation, nous postulons que le matériau est collecté séparément. Les quantités ainsi collectées (Q_{cs}) sont triées et reprises en tant que ressources à

recycler. Les refus de tri, ainsi que les déchets collectés en vrac, sont éliminés et enfouis en tant que "résidus ultimes".

Q_i est la quantité de déchets du matériau i collectée (gisement i)

Q_{csi} est la quantité de déchets du matériau i captée par la collecte sélective :

$Q_{csi} = c_i \cdot Q_i$ avec c_i le taux de captage du matériau i

T_c est le coût moyen de collecte

T_t est le coût moyen de traitement

T_e est le coût moyen d'élimination, tel que $T_{ei} = T_{ci} + T_{ti}$

T_v est le coût de collecte sélective et de tri des déchets

P_v est le prix de reprise des matériaux triés

r représente les quantités de refus de tri, traitées et éliminées en fin de process,

T_{cs} est le coût moyen net de collecte sélective tel que :

$$T_{cs_i} = T_{v_i} - [(Q_{cs_i} - r_i) / Q_{cs_i}] \cdot P_{v_i} + T_{t_i} \cdot (r_i / Q_{cs_i})$$

DAP1 et DAP2 représentent respectivement la somme que l'électeur médian est disposé à payer pour un système STE et la disposition à payer pour un système STS.

Ces variables sont interdépendantes. Les quantités récupérées seront fonction de l'articulation entre élimination et récupération et donc liées aux fonctions de coût T_e et T_{cs} . De même, les coûts seront influencés par les économies d'échelle et donc par le gisement Q .

Ces relations étant rappelées, notre objectif est désormais de comprendre la logique économique qui dirige le passage d'un schéma type "tout élimination" à un "système séparatif". Le point de départ du programme est l'approche des coûts moyens nets de la première et de la seconde solution technique. Il s'agit de comprendre ici quels sont les principaux déterminants du niveau relatif des coûts et recettes des deux systèmes.

II. La structure et les déterminants du niveau des coûts

II.1 LES COÛTS DE PRÉCOLLECTE

Les coûts de précollecte regroupent l'ensemble des coûts liés aux opérations nécessaires au transfert et au stockage des déchets ménagers depuis le lieu de leur production jusqu'au lieu de prise en charge par le service d'enlèvement.

Ce coût est dénommé par la variable C_{pc} . Il est fonction de l'urbanisme et du type de collecte pratiqué par l'intercommunalité. Pour la collecte traditionnelle (ct), nous pouvons baser son évaluation sur le coût de collecte et en fonction d'un indicateur d'urbanisme (μ).

II.2. LES COÛTS DE COLLECTE

Le coût moyen de collecte (C_{col}) est égal au coût horaire rapporté au rendement horaire de la collecte. Le coût horaire est fonction de l'effectif par benne (noté h) et du type de benne utilisé (Be).

Dans le cas d'une collecte sélective ou séparative, le ramassage peut être effectué en substitution ou en addition. Quand le ramassage est en substitution, le parcours de collecte des fractions à valoriser se substitue à un ou plusieurs parcours habituels de l'ancienne collecte en mélange. En addition, les parcours de collecte séparative viennent s'ajouter à l'ancien ramassage hebdomadaire. En fonction de ces deux situations, le coût de collecte sélective peut varier du simple au double. Le coût de fonctionnement pourra également baisser considérablement si la technique utilisée permet d'effectuer l'ensemble de la collecte (sélective plus traditionnelle) en un seul passage.

Le coût de collecte sélective (Ccs) peut être évalué de la même manière que le coût de collecte en mélange. Il convient néanmoins d'y ajouter un coût plus important d'amortissement des bennes et un surcoût lié à la faible densité des déchets collectés à chaque tournée.

En cas d'apport volontaire, le coût de collecte (Cav) dépend des fractions visées, de la densité d'implantation et du type de conteneur (simple, insonorisé, en abris, kiosque...).

II.3. LES DÉCHETTERIES (CDE)

Selon la définition de l'ADEME, « *les déchetteries sont des espaces aménagés, gardiennés, clôturés, où les particuliers et en général les producteurs de petites quantités de déchets (éventuellement les artisans et les commerçants) qui ne sont pas collectés par les services traditionnels, peuvent apporter des déchets encombrants ainsi que d'autres déchets (...) en vue d'éliminer ou de valoriser au mieux les matériaux qui les constituent.* » [ADEME – CONSEIL REGIONAL NORD PAS DE CALAIS (1994), p. 63]

D'après l'ADEME, l'investissement dans une déchetterie oscille entre 500 KF et 1,2 MF selon la taille de l'infrastructure. La Maison des Collectivités Locales évalue ces montants respectivement à 700KF et 2MF (évaluation basée sur des projets en cours ou en phase d'étude).

Les coûts de fonctionnement sont compris entre 25 et 40F par an et par habitant.

Divers aides viennent réduire le poids financier des investissements. L'ADEME subventionne 50% des investissements plafonnés à 600KF. À cette aide viennent s'ajouter différents apports provenant des Départements, des Régions et des Agences de l'eau si les communes s'engagent à éliminer les déchets toxiques susceptibles de nuire au fonctionnement des installations d'eau potable et d'assainissement.

II.4. LES COÛTS DE TRI

La fonction de coût de tri dépend de la combinaison des facteurs de production et de la capacité des centres de tri. Les centres de tri peuvent fonctionner avec des combinaisons diversifiées intégrant ou non ;

des emplois d'insertion
des chaînes de tri séquentielles ou continues
des chaînes de criblage du verre
des flux d'inputs uniques ou séparés.

Le coût global du tri doit intégrer un coût de traitement des refus de tri. Dans la plupart des cas, les refus de tri sont incinérés. Ils représentent entre 5 et 30% des tonnages entrants en centre de tri. Malgré la composition particulière de ce flux

(plastiques, organiques, verre...), nous considérerons que le coût de traitement de ces refus est le même que pour les ordures ménagères incinérées.

II.5. LE COMPOSTAGE

Nous ne retiendrons ici que le compostage des déchets verts car les données relatives aux fermentescibles (déchets verts plus déchets de repas et éventuellement papiers et couches pour bébés) ne bénéficient pas du recul nécessaire à leur exploitation. De même, nous n'étudierons pas le compostage sur ordures ménagères brutes, procédé employé de façon marginale et produisant un compost de qualité médiocre.

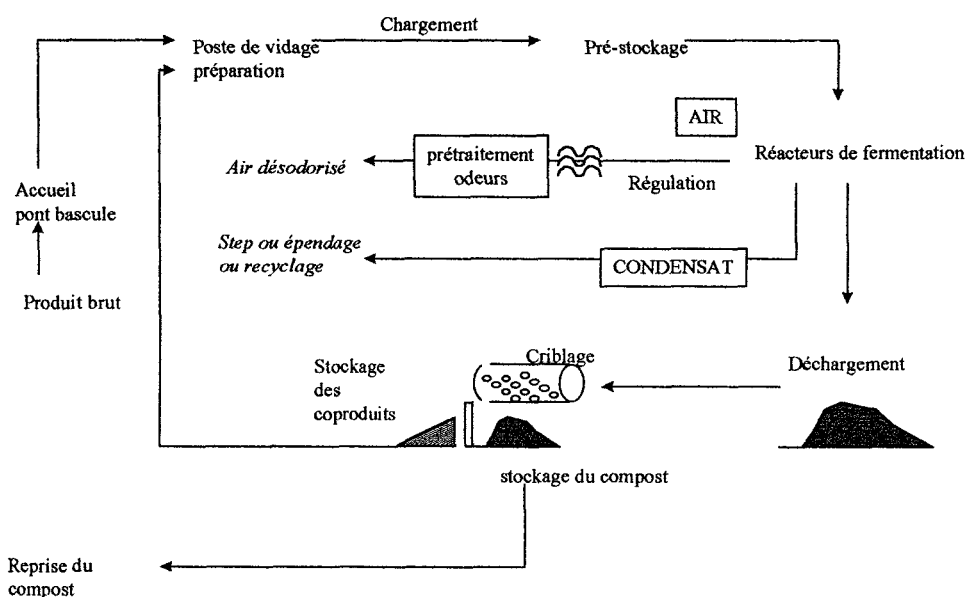
Le compostage se décompose en une phase de fermentation, une phase de maturation et une phase de stockage et de traitement des résidus (cf. figure n°2.1.2.1).

Dans un premier temps, les déchets font l'objet d'un criblage grossier afin d'extraire les films plastique. Ensuite, les déchets fermentent en aérobie. Un tri visant l'extraction des indésirables (verre, plastique, métaux...) suit la phase de fermentation. Le produit est alors mis en maturation pour une durée de 2 à 4 mois pendant laquelle il est arrosé et retourné.

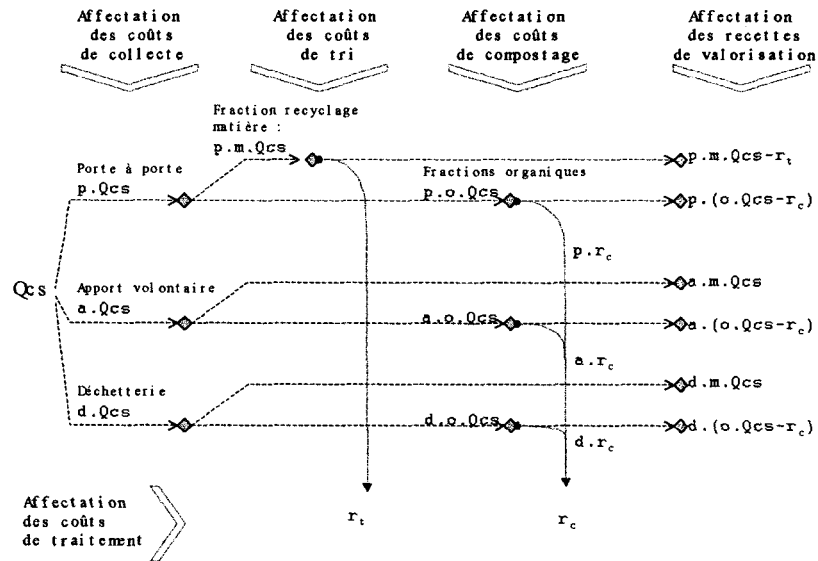
Figure n°2.1.2.1.

Principe de fonctionnement d'une plate-forme de compostage

Source : Recherches personnelles



En assimilant le compostage à une forme de « recyclage organique », nous pouvons déduire la fonction de coût de collecte sélective hors traitement des refus (Tv). Pour cela et afin d'éviter tout double compte, il convient de rappeler brièvement la structuration des flux destinés à être recyclés. Le schéma de flux ci-dessous précise la nomenclature et les règles d'affectation des coûts et recettes en fonction de ces flux.



D'après ce mode d'affectation des coûts, le coût moyen net de collecte sélective s'écrit :

$$\begin{aligned}
 Tcs &= Tv - [(Qcs-r)/Qcs].Pv + Tt.(r/Qcs) \\
 &= [p.(C_{PC} + C_{cs}) + a.C_{av} + d.C_{de}] + p.m.C_{Mt} + o.C_{Mc} - [(Qcs-r_c-r_t)/Qcs].Pv + Tt.[(r_c+r_t)/Qcs]
 \end{aligned}$$

Ce coût est fonction de nombreux paramètres parmi lesquels les techniques de collecte (Col), les techniques de tri (Tri), la capacité des unités (Y^*_i), le prix de vente des matériaux (Pv), la quantité et la qualité des matériaux captés par la collecte sélective (Qcs et r_i) :

$$Tcs = f (Col, Tri, Y^*_i, Pv, Qcs, r_i)$$

II.6. LES COÛTS D'INCINÉRATION

II.6.1. Coûts bruts

Les coûts d'incinération dépendent en grande partie de la capacité des unités. La composante variable de ces coûts est, quant à elle, fonction de la qualité de la combustion. Celle-ci suit la règle dite « des trois T » : température, temps de séjour et turbulence.

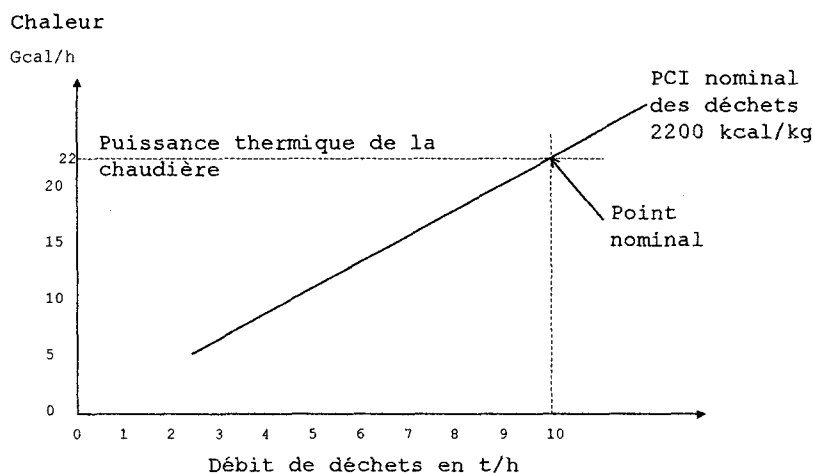
En clair, cette règle pourrait être explicitée de la manière suivante.

Chaque four est dimensionné en fonction de sa puissance thermique. Cette puissance thermique, qui ne peut être dépassée, est obtenue lorsque la combinaison du débit de déchets (t/h) et son pouvoir calorifique sont à l'optimum (point nominal). Graphiquement (cf. figure n°2.1.2.2.), cette situation peut être représentée par le croisement de la droite de pouvoir calorifique inférieur (PCI) nominal des déchets (diagonale en trait plein) et de l'ordonnée correspondant à la puissance thermique de la chaudière (en pointillés).

Figure n°2.1.2.2.

Exemple d'optimisation des apports en déchets sous contrainte de puissance thermique

Source C. CLICQUOT DE MENTQUE (1999)

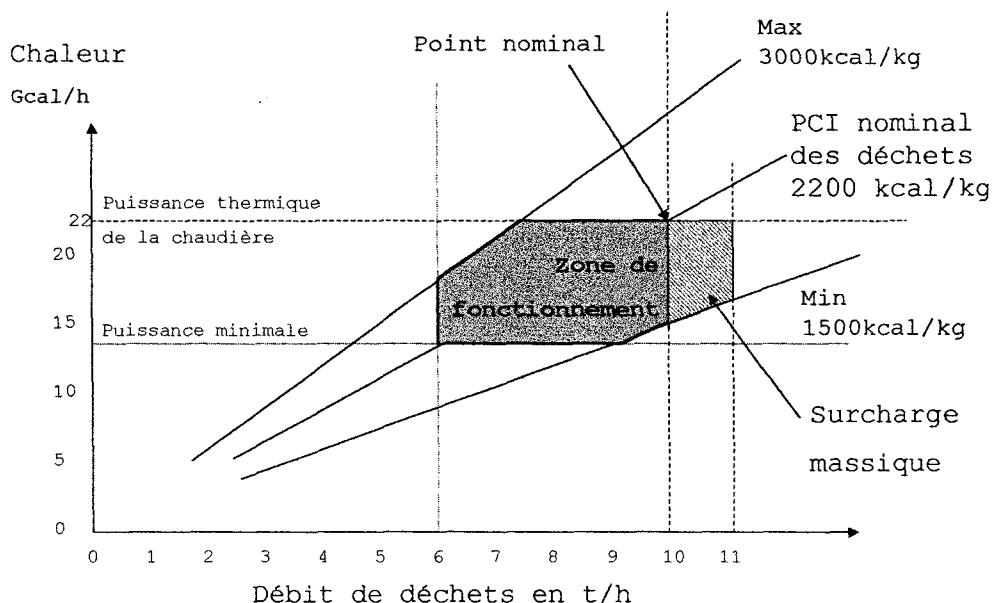


Le PCI des déchets peut varier dans la limite de la zone de fonctionnement du four (dans notre exemple, entre 1500 kcal/kg et 3000 kcal/kg, cf. figure n°2.1.2.3.). Dans le cas où les tonnages entrants n'ont pas un PCI correspondant à la valeur nominale, il faut adapter le débit. Si le PCI atteint la limite supérieure acceptable pour le four (3000 kcal/kg), les quantités doivent être réduites (entre 6 et 7 t/h dans notre exemple). Si le PCI atteint la limite inférieure (1500 kcal/kg), on peut accepter une « surcharge massique » (ici de 10 à 11 t/h). Dans ces deux cas, les coûts nets de fonctionnement des unités seront plus importants qu'en situation de fonctionnement nominal.

Figure n°2.1.2.3.

Exemple de zone de fonctionnement d'un four à grille

Source C. CLICQUOT DE MENTQUE (1999)



Retenons que la règle de combustion impose tout d'abord une quantité minimale de déchets à incinérer afin d'obtenir des apports homogènes en termes de PCI. Le coût variable serait donc décroissant dans un premier temps.

À partir d'une quantité Y_0 , les coûts moyens de stockage augmentent et le rapport entre le volume de la chambre de combustion et la quantité de gaz produit par la charge incinérée diminue. La qualité de l'incinération baisse, ce qui entraîne une augmentation des rejets et des quantités de cendres et mâchefers à enfouir. Le coût variable unitaire augmenterait donc dans un deuxième temps.

II.6.2. Les recettes de valorisation énergétique

Les recettes considérées ici n'intègrent pas la facturation du service aux communes, elles n'intègrent que les produits de revente de l'électricité, de matériaux et de l'alimentation de réseaux de chaleur.

Les formes de valorisation énergétique peuvent varier sensiblement selon les unités. Un incinérateur peut alimenter un réseau de chauffages urbains, produire de l'électricité ou être utilisé en industrie agro-alimentaire. La recette d'incinération dépend du PCI des matières incinérées. Selon les matériaux brûlés, elle peut être nulle, elle peut également être négative dans le cas de l'incinération du verre et de certains métaux.

En 1994, sur 350 réseaux de chaleur français, 18% étaient alimentés par l'énergie provenant des UIOM. La production d'électricité, si elle représente la seule énergie produite, sera utilisée pour les besoins propres de l'unité, l'excédent sera revendu à l'EDF qui a obligation de rachat. D'après l'ADEME, la valorisation d'une tonne d'ordures peut produire :

- en chaleur seule : 1500 kwh thermiques
- en électricité seule : 300 à 400 kwh électriques
- en cogénération : 100 kwh électriques et 1300 kwh thermiques.

L'effet d'entropie est donc inégal selon le type de procédé de valorisation.

Le niveau de recette associé à ces procédés dépendra également des clauses d'indexation des contrats de vente d'énergie. Que ce soit pour la revente d'électricité ou pour l'alimentation d'un réseau de chaleur, on peut considérer que les unités d'incinération se trouvent en situation de monopole bilatéral sur leur zone d'activité. Le bien commercialisé est l'énergie E exprimée en MWh.

Toute la difficulté réside alors dans le passage de E à y , c'est à dire dans le passage de l'output à l'input. En effet, si l'on veut comparer les recettes et les coûts d'incinération, il faut raisonner en fonction du même bien : le déchet. Pour cela, il suffit de reprendre la règle des trois T . D'après cette règle, la production d'énergie serait fonction de trois facteurs, eux-mêmes liés, à des degrés différents, au PCI des matières incinérées. Nous savons, par ailleurs, que le PCI augmente avec les quantités incinérées en fonction des matières présentes dans les déchets et de leur taux d'humidité. Le niveau d'énergie produit est limité par la capacité de l'incinérateur, la courbe de production est donc asymptotique.

La fonction de recette marginale suit donc les mêmes règles que celles du coût variable moyen : une quantité minimale de déchets permet d'homogénéiser et de stabiliser le PCI, la recette marginale augmente donc jusqu'à une quantité optimale. Au-delà de ce point, le temps de séjour et la durée de stockage augmentent et la turbulence diminue. La quantité d'énergie produite par les dernières unités incinérées est donc moindre, ce qui entraîne une diminution de la recette marginale.

II.7. LES COÛTS DE MISE EN DÉCHARGE

Le coût moyen de mise en décharge comprend le coût de traitement proprement dit auquel nous ajoutons la taxe de mise en décharge t_d (40F en 1998) : $CM_d = CM + T_d$

Le coût moyen de traitement⁴⁴ T_t dépendra alors du type de système d'élimination utilisé. Entre les coûts de mise en décharge et les coûts d'incinération, les différences peuvent être très importantes ce qui tend à inciter certaines communes, notamment les moins denses, à maintenir l'enfouissement de leurs déchets. C'est en partie pour cette raison qu'a été instaurée la taxe sur les déchets mis en CET. Cette taxe issue de l'article 22-1 de la loi du 13 juillet 1992 a été mise en vigueur le 11 avril 1993 et fixée à un montant de 20F/tonne. Ce montant augmente annuellement de 5 F pour se stabiliser, à terme, à 50 F/tonne. Comme nous l'avons vu dans le chapitre précédent, cette taxe est aujourd'hui intégrée à la Taxe Générale sur les Activités Polluantes (TGAP).

III. Estimer la disposition à payer en fonction des différentes formules de financement

L'investissement d'une autorité organisatrice en faveur d'un schéma de valorisation dépend de la réponse à une question principale : les usagers et contribuables sont-ils disposés à payer le surcoût induit par la collecte sélective ?

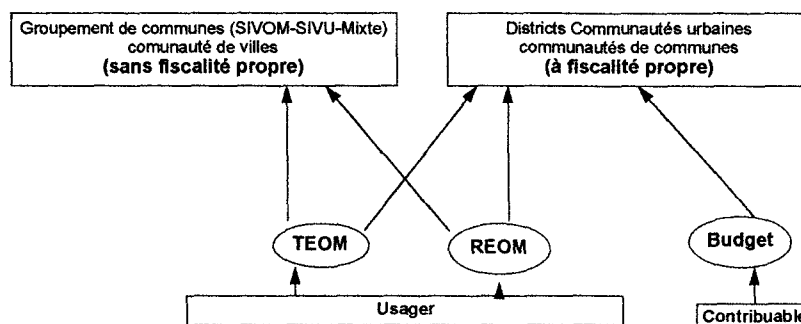
Les élus locaux ont généralement une vision assez floue du niveau de cette « disposition à payer » (DAP). Ils savent néanmoins qu'elle varie en fonction de facteurs subjectifs et d'effets d'illusion fiscale. Nous montrons ici que la DAP dépend également du mode de financement direct utilisé.

Trois formules de financement sont étudiées, la taxe d'enlèvement des ordures ménagères (TEOM), la redevance (REOM) et le financement par le budget (schéma ci-dessous).

Figure n°2.1.3.1.

Financement du service par voie directe selon le type de structure intercommunale

Représentation personnelle d'après Le Bozec (1994)



⁴⁴ Dans une but de simplification, la mise en CET est considérée ici comme un traitement. Il s'agit en réalité d'un mode d'élimination (cf. glossaire en fin de thèse).

III.1. LES FORMULES DE FINANCEMENT, AVANTAGES ET LIMITES

III.1.1. *Le budget.*

La première possibilité offerte aux EPCI consiste à intégrer le financement du service - de façon totale ou partielle - au budget. Cette solution implique que la structure puisse percevoir sa propre fiscalité (District, communauté urbaine, ou communauté de commune⁴⁵) et donc financer ses services par les taxes communales :

- taxe d'habitation ;
- taxe professionnelle ;
- taxe sur le foncier bâti ;
- taxe sur le foncier non bâti.

Cette première solution a l'avantage d'être peu coûteuse en frais de gestion. Cependant elle donne aux usagers le sentiment de bénéficier du service de façon gratuite et ne le sensibilise donc pas à l'importance des nuisances occasionnées par ses déchets (sauf dans le cas d'une couverture partielle par la taxe d'enlèvement des ordures ménagères.)

III.1.2. *La taxe d'enlèvement des ordures ménagères (TEOM, CGI, articles 1520-1526).*

La structure intercommunale peut également percevoir la TEOM, taxe unique qui sera facturée et recouvrée par la collectivité qui assure la collecte. Dans ce cas, la structure aura obligatoirement compétence en matière de collecte, les offreurs de service de traitement seul doivent couvrir leurs dépenses par la participation des communes ou par le budget.

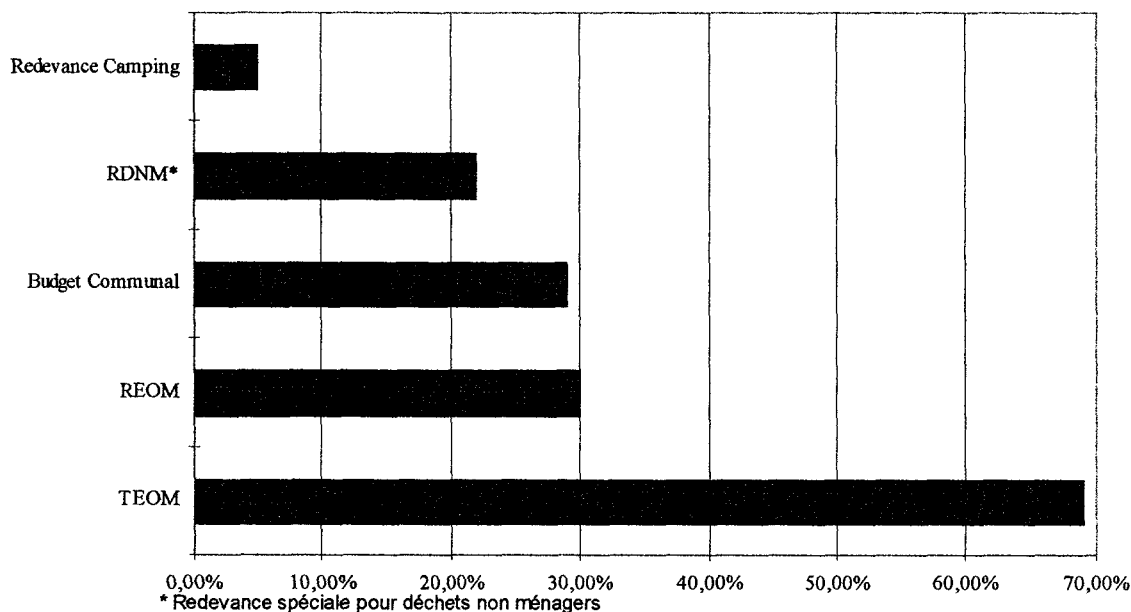
Depuis la mise en place de l'instruction comptable M14, le financement par la TEOM transforme le service d'élimination en « service public à caractère administratif », ce qui interdit la constitution d'un budget annexe « déchets ». Autrement dit, le financement par la TEOM ne permet pas une identification claire du poids financier des investissements. Cet obstacle à la transparence des coûts peut poser un certain nombre de problèmes en cas d'évolution du périmètre et des compétences intercommunales ou en cas de transfert de maîtrise d'ouvrage.

⁴⁵Également possible au niveau communal.

Figure n°2.1.3.2.

Les modes de financement budgétaires privilégiés pour la gestion des déchets entre 1996 et 2001⁴⁶.

En % des collectivités, plusieurs réponses possibles, source ECOLOC 1996, BIPE Conseil



La TEOM est une taxe additionnelle au foncier bâti, son taux n'est plus plafonné depuis 1970⁴⁷. Elle porte « sur toutes les propriétés assujetties à la taxe foncière sur les propriétés bâties ou temporairement exonérées ainsi que sur les logements des fonctionnaire ou employés civils et militaires visés à l'article 1523 » (Code Général des Impôts – CGI – art. 1521). Selon l'article 1520 du CGI, la taxe ne peut être cumulée avec la redevance générale. Ce système de répartition induit plusieurs interrogations :

- La taxe est-elle fonction du service offert aux usagers ?
- La taxe est-elle socialement équitable ?
- Incite-t-elle à minimiser la production de déchets ?

La valeur locative du foncier bâti est fonction du standing et de la taille de l'habitat. Ces deux variables sont liées aux revenus du ménage. Sachant que la taille de l'habitat dépend également de la taille de la famille et qu'il existe une forte corrélation entre cette variable et la production de déchets du ménage, on pourrait croire que l'assiette de la TEOM reflète, au moins en partie, la quantité de déchets produits. Cependant, la variable-clé reste le revenu du ménage ; or les liens entre revenu et production de déchets demeurent méconnus. L'assiette de la TEOM relèverait plus d'un concept de répartition selon le niveau social que d'une volonté d'incitation à la limitation de la production de déchets.

Partant de ce constat, on peut se demander si la TEOM est fonction du service offert aux usagers. En effet, même si l'assiette est liée essentiellement au revenu des ménages, le taux de la taxe reste fonction de la fréquence et du type de collecte. La TEOM

⁴⁶ Selon les derniers chiffres publiés par le Ministère de l'Intérieur, 46,2 millions d'habitants paient la TEOM (données 1998) et 7,4 millions d'habitants paient la REOM (perçue en 1997).

⁴⁷ Circulaire 70-73 du 10/02/70 du Ministère de l'Intérieur.

aurait donc un caractère redistributif (fonction du service effectivement rendu et du niveau social des usagers) mais non incitatif (car sans lien avec la production de déchets). Le caractère redistributif ne permet cependant pas de conclure sur le caractère équitable de la taxe, car, comme le précise Le Bozec (1994), "... une personne seule, veuve ou veuf, n'a pas le choix de son habitat et une famille nombreuse est contrainte de prendre un logement de plus grande taille. La TEOM ne favorise donc pas ces deux catégories de foyers qui n'auraient pas le choix de leur logement." Représentant en 1998, 7,9% du produit fiscal des communes et de leurs regroupements⁴⁸, la taxe reste, malgré tout, le mode de financement privilégié par les collectivités (cf. figure n°2.1.3.2.).

III.1.3. La redevance d'enlèvement des ordures ménagères (REOM).

Selon la circulaire n°75-71 de 5 février 1975 du Ministère de l'Intérieur, la REOM est perçue soit par la commune, soit par le concessionnaire du service. Le mode de calcul de la redevance est fonction de l'importance du service rendu. Le calcul de l'assiette peut donc prendre différentes formes selon qu'il est fonction du volume ou du nombre de récipients ou encore de la fréquence de la collecte. On peut néanmoins distinguer deux "logiques" différentes dans les modes d'affectation de la REOM.

1. La logique de l'offre de service : dans ce cas, la redevance sera calculée en fonction du volume des récipients et/ou en fonction de la fréquence de ramassage. Cette solution présente l'avantage de faire reposer la redevance sur le service offert dans l'ensemble des zones homogènes (de même combinaison volume/fréquence). Par contre, elle ne prend pas en compte la production effective par usager et - du fait du calcul par volume de récipient - a tendance à faire payer plus cher les ménages en habitat individuel (d'où un effet de redistribution).

La logique de la production individuelle : la collectivité peut également opter pour le ramassage en sacs, le calcul de la REOM s'effectue alors en fonction du nombre de sacs multiplié par le volume unitaire. Cette solution permet une certaine adéquation entre le volume de déchets produits et la contribution financière au service de collecte. Elle implique donc l'introduction d'une logique économique pouvant pousser à la limitation du volume de déchets produits. À contrario, ce mode de calcul peut pousser à l'augmentation de la densité des déchets collectés (par tassage et par le bris des récipients en verre), et donc gêner le tri en aval du processus. De plus, le principe du pollueur-payeur ne s'applique pas entièrement dans ce type d'évaluation. En effet, les ménages ont à payer un service d'élimination de déchets issus en partie de « consommation imposée » en particulier par les grands groupes de distribution.

Enfin, l'importance des coûts de transaction constitue le principal biais auquel est confronté ce mode de gestion. La quantification individuelle induit trois types de coûts supplémentaires :

- des *coûts d'exclusion* : la non-séparabilité précise des systèmes de collecte ne permet pas une répartition efficace des facturations en fonction de la production marginale de déchets de chaque agent.

⁴⁸ Source : Ministère de l'Intérieur.

- des *coûts d'information* : la quantification individuelle nécessite la mise en place de systèmes de mesure et donc induit un alourdissement des coûts moyens de collecte.
- des *coûts de comportement* : le comportement égoïste de certains acteurs peut les pousser à agir en « free riders ». Les corrections de cette tendance sont, elles aussi, coûteuses.

En France, l'emploi de sacs à code barres, collectés, pesés et identifiés par lecture optique est déjà expérimenté dans certains quartiers. Les résultats de ces expériences sont mitigés, les usagers gaulois ayant rapidement découvert des systèmes de contournement par la décharge sauvage ou les « cadeaux de bon voisinage » [X. MATHARAN (1995)]. Pourtant, comme l'ont montré certaines expériences menées au Japon, en Allemagne, en Belgique, aux Pays-Bas ou aux États-Unis, l'idée d'une tarification du service basée sur les quantités produites ne peut être rejetée⁴⁹. Selon EPA, plus de mille villes des États-Unis ont aujourd'hui adopté le principe d'une taxe variant en fonction du volume des déchets générés. L'évaluation des productions individuelles est au centre des réponses aux enjeux fondamentaux liés à la responsabilisation des ménages (prise de conscience des nuisances, quantifications individuelles...). L'échec relatif des premières expériences françaises ne doit pas conduire à un rejet de l'idée mais plus à une critique de la méthode. S'il n'existe pas, à l'heure actuelle, de véritables « compteurs à déchets » comme il en existe pour l'électricité, le gaz et l'eau, des systèmes simples de collecte en sacs distribués par les mairies ou d'autres solutions innovantes pourraient combler ce manque.

En résumé, nous pouvons distinguer plusieurs motivations dans le choix de tel ou tel type de financement direct du service.

- La facilité que présente la fiscalisation du coût du service. Une solution controversée, car elle provoque certains comportements abusifs inspirés par le sentiment de gratuité.
- Le caractère redistributif (équité sociale) de la Taxe d'Enlèvement des Ordures Ménagères, mode de financement actuellement privilégié par les collectivités.
- L'équité en fonction de l'offre effective de service qui caractérise la Redevance d'Enlèvement des Ordures Ménagères basée sur les variables "volume des récipients" et "fréquence de collecte".
- L'équité en fonction de la production de déchets, caractéristique propre à la REOM basée sur le nombre de sacs multiplié par le volume unitaire. Cette solution présente le double avantage de l'équité et de l'incitation à la limitation de la production de déchets.

III.2. MODE DE FINANCEMENT ET DISPOSITION À PAYER, QUELLE IMPLICATION ?

Les différences de capacité incitative des modes de financement traduisent l'inégalité des effets d'illusion fiscale. Les conséquences de l'augmentation du coût moyen d'enlèvement des déchets ménagers seront inégales si la taxation est fonction du service, de la production de déchets ou de toute autre base fiscale.

⁴⁹ L'expérience menée depuis 1998 par la ville de Besançon montre en outre que la mise en place de la redevance générale établit de nouveaux dialogues avec la population pouvant conduire à des gains progressifs de productivité lors du ramassage.

L'impact d'une variation du coût du service facturé aux usagers et contribuables serait plus important dans le cas où le mode de financement permet une relative transparence du prix du service public d'enlèvement. Ainsi, un mode de financement budgétisé induirait un moindre effet sur l'utilité collective consécutif à l'augmentation du coût d'enlèvement, qu'un financement par la TEOM ou la REOM. Le montant que les usagers et contribuables sont disposés à payer pour le service d'enlèvement (DAP) serait donc également dépendant du mode de financement pratiqué (F). Le caractère indolore des systèmes budgétisés permettrait ainsi d'obtenir une DAP supérieure à celle obtenue dans le cas de la REOM.

Empiriquement l'effet d'illusion fiscale, telle qu'il est présenté ici, peut être observé au sein de certains syndicats pratiquant sur un même territoire intercommunal, différents systèmes de financement.

La mise en place, sur ces intercommunalités, d'un même système technique peut ainsi faire l'objet de comportements de rejet d'intensité différente selon l'importance de l'illusion fiscale. De telles disparités ont d'ailleurs pu être observées sur le territoire du SIVOM de Bapaume dont les communes adhérentes pratiquent les trois systèmes de financement (budget, TEOM, REOM).

IV. La formule d'équilibre

IV.1. L'ÉQUILIBRE DE BASE

À l'équilibre microéconomique, c'est à dire en situation *d'indifférence* vis-à-vis des choix techniques, le décideur public optera indifféremment entre un système « tout élimination » et un système « séparatif ». Cette situation correspond au cas où la différence de coût social entre les deux systèmes est compensée par la différence de disposition à payer des usagers-contribuables.

Pour chaque matériau collecté, lorsqu'il y a indifférence entre un système technique de type « tout élimination » et un système séparatif, nous avons :

STE		STS
"Système tout élimination"		"Système séparatif"
$Te(Q) + Ee(Q) - DAP1$	=	$Tcs(Qcs) + Ecs(Qcs) + Te(Q-Qcs) + Ee(Q-Qcs) - DAP2$

avec Ee et Ecs représentant respectivement les coûts externes d'élimination et les coûts externes de collecte sélective et de valorisation des ordures ménagères tels qu'ils sont perçus par l'Autorité Organisatrice.

En développant l'égalité, nous obtenons :

$$Tv.Qcs - (Qcs-r).Pv + Tt.r - Te.Qcs + Qcs.(Ecs - Ee) + (DAP1 - DAP2)$$

Après simplifications :

$$Qcs.[(Tv-Te) - (Ee-Ecs)] + r.(Tt) = Pv.(Qcs - r) + \Delta DAP.Q$$

- | | | | | |
|-----|-----|-----|-----|-----|
| (1) | (2) | (3) | (4) | (5) |
|-----|-----|-----|-----|-----|
- 1 : Surcoût lié à la collecte sélective et au tri des déchets,
 - 2 : Différence de coût externe entre la collecte sélective avec valorisation matière et l'élimination,
 - 3 : Coût de traitement des refus de tri et de compostage,
 - 4 : Recettes de valorisation (recyclage et compostage)
 - 5 : Disposition à payer le surcoût de collecte sélective.

La formule d'équilibre nous indique la condition économique du passage d'un système d'élimination STE à un système de gestion séparative STS. Selon cette formule, la première condition du changement de dispositif technique repose sur les coûts comparés de collecte sélective et de traitement des ordures ménagères (1). L'écart entre les deux coûts est exprimé par la différence entre T_v et T_e :

$$\begin{aligned} Q_{cs} (T_v - T_e) &= Q_{cs} (T_v - T_c - T_t) \\ &= T_v (\text{Col}, \text{Tri}, Y^*_i) - T_c (\mu, h, \text{Be}) - T_t (Y^*_i, D_i) \\ &= f (\mu, h, \text{Be}, \text{Col}, Q_{cs}, \text{Tri}, Y^*_i, D_i) \end{aligned}$$

Cette différence est sensible au type d'urbanisme (μ) à l'organisation des flux (Col, Q_{cs}) et à plusieurs paramètres techniques, en particulier :

- le type de benne utilisé (h, Be)
- la capacité des unités de traitement et de valorisation (Y^*_i, D_i)
- les techniques de tri (Tri).

Autrement dit, l'engagement dans une formule de valorisation dépendra non seulement des techniques de collecte sélective, mais aussi du coût d'élimination en vigueur. Plus les coûts d'élimination sont élevés, plus l'autorité organisatrice aura intérêt à gérer ses déchets de façon séparative.

Plus que les seuls coûts privés, la condition économique de changement technique intègre le différentiel de coûts sociaux en prenant en compte l'avantage qu'offre une collecte séparative en termes de diminution des coûts externes (2).

La composante (3) vient contrebalancer ces premières conditions en introduisant le coût de traitement des refus :

$$r \cdot T_t = f (\text{Col}, \text{Tri}, Y^*_i, D_i)$$

Plus les coûts d'élimination sont importants, plus les coûts de traitement des refus sont élevés. La possibilité de minimiser « r » devient alors une condition nécessaire au changement technique. La satisfaction de cette condition dépendra de la qualité des techniques de collecte et de tri et, en particulier, de la performance de la communication adressée aux usagers en vue du respect des consignes de tri.

L'importance des recettes de valorisation entre, bien évidemment, en ligne de compte, tout comme la disposition à payer le surcoût de collecte sélective tel que l'évaluent les décideurs locaux :

$$\Delta \text{DAP} = f (\hat{I}, \text{Col}, \text{Tri}), \text{ avec } \hat{I} \text{ la formule de rémunération du service utilisée.}$$

La disposition à payer le surcoût de collecte sélective dépendra non seulement de la technique de collecte séparative envisagées, mais également de l'illusion fiscale liée au mode de rémunération du service (\hat{I}). Les élus locaux ont généralement une connaissance très imparfaite de cette variable extrêmement importante dans la détermination de la situation d'indifférence entre STE et STS. En réalité, le rôle joué par la disposition à payer confère à la formule un caractère *subjectif* dans le sens où la décision de modifier le dispositif technique repose sur une estimation très vague et une information imparfaite sur les données relatives au degré d'acceptation des usagers / contribuables.

Cette première formule d'équilibre serait satisfaisante si les coûts considérés n'avaient pas tendance à varier dans le temps. Or, comme la plupart des problèmes environnementaux, la question des déchets porte sur le long terme. Sa résolution suppose donc la prise en compte des coûts et recettes futures.

IV.2. LES COÛTS ET BÉNÉFICES FUTURS ACTUALISÉS

Pour une période t donnée, le bénéfice net issu du changement technique (passage de STE à STS) nous est donné par l'expression suivante :

$$V_t = - Q_{cst}.[(T_{vt}-T_{et}) - (E_{et}-E_{cst})] - r_t.(T_t) + P_{vt}.(Q_{cst} - r_t) + \Delta ADAP_t.Q_t$$

Parmi ces variables, certaines sont susceptibles d'évoluer sensiblement à moyen terme.

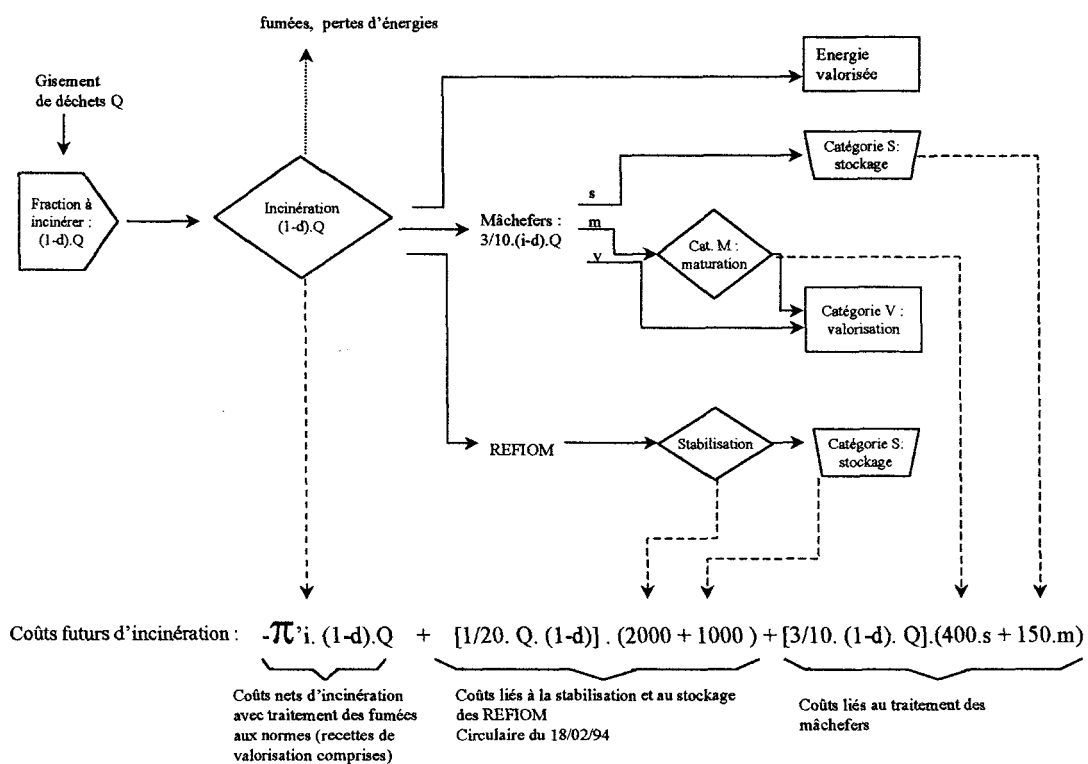
Les indicateurs de quantité (tonnages collectés séparativement, gisement d'ordures ménagères, refus de tri) évoluent de façon parfois chaotique. Pour l'instant, nous posons l'hypothèse que leur niveau futur suit leur évolution tendancielle actuelle.

Les variables de coût sont également instables, certaines risquent d'augmenter sensiblement, notamment à cause du durcissement des normes environnementales. Aux coûts actuels d'incinération devraient ainsi s'ajouter les coûts d'investissement et de fonctionnement liés au traitement des fumées, les coûts de stabilisation et de stockage des REFIOM⁵⁰ (environ 2000 F/tonne pour la stabilisation et 1000 F/tonne pour le stockage) et les coûts de stockage des mâchefers en CET de classe 2 (environ 400 F/tonne) (cf. figure n°2.1.4.1.).

Figure n°2.1.4.1.

Structure des coûts futurs d'incinération

Recherches personnelles



On estime généralement qu'à terme, les coûts d'élimination devraient dépasser les coûts de récupération. La décision effective de modifier le système de gestion des déchets

⁵⁰ REFIOM : Résidus d'Incinération des Ordures Ménagères

dépend alors de la valeur relative qu'attribuent les décideurs aux bénéfices présents et futurs de leurs actions. Les méthodes d'analyse coût/avantage postulent que cette valeur relative peut s'exprimer selon une formule analogue à celle des intérêts composés [J. STENGEL (1977), p. 64] à l'aide du principe d'actualisation.

L'actualisation explique le phénomène de « *dépréciation du futur* » [J-P. BARDE (1991), p.75] selon lequel les agents préfèrent disposer d'un bénéfice à court terme plutôt que d'attendre d'éventuelles recettes futures. En tenant compte de cet effet, le critère économique de décision repose alors sur la somme des bénéfices nets actualisés. La variable « *a* » représentant le taux d'actualisation, cette somme s'écrit :

$$W = \sum_{i=0}^n \frac{V_t}{(1+a)^t}$$

avec $0 < a < 1$.

Selon la valeur accordée aux bénéfices futurs, les autorités publiques s'engageront ou non dans le changement technique. Nous pouvons illustrer cette logique à l'aide d'une simulation simplifiée.

Considérons une autorité organisatrice « *Ao* » ayant compétence collecte et traitement des déchets. Jusqu'ici (en t_0), les déchets produits sur *Ao* étaient enfouis à un coût de 150F/tonne. Avec l'augmentation de la taxe sur la mise en décharge et le durcissement des normes concernant les futurs centres d'enfouissement technique, ce coût augmente de façon régulière pour atteindre 500F/tonne en $t+20$ (coût intégrant la réhabilitation du site).

Pour moderniser son schéma de collecte et de traitement, la collectivité choisit entre la valorisation énergétique de l'ensemble de ses déchets (solution STE) et la mise en place d'un système intégrant une collecte sélective des propres et secs et l'incinération des refus et du tout venant (solution STS). Afin de calculer la valeur des bénéfices futurs des deux programmes (en F/habitant), l'autorité publique anticipe une progression des coûts moyens de chaque composante des process en fonction de l'évolution des normes, de la montée en puissance des dispositifs et du renouvellement des équipements :

Tableau n°2.1.4.1.

Hypothèses d'évolution des coûts pour *Ao*

Années	Augmentation des coûts moyens en F/tonne			
	Collecte	Tri	Décharge	Incinération
0	350,00 F	750,00 F	150,00 F	350,00 F
4	370,00 F	710,00 F	220,00 F	410,00 F
8	390,00 F	670,00 F	290,00 F	470,00 F
12	410,00 F	630,00 F	360,00 F	530,00 F
16	430,00 F	590,00 F	430,00 F	590,00 F
20	450,00 F	550,00 F	500,00 F	650,00 F

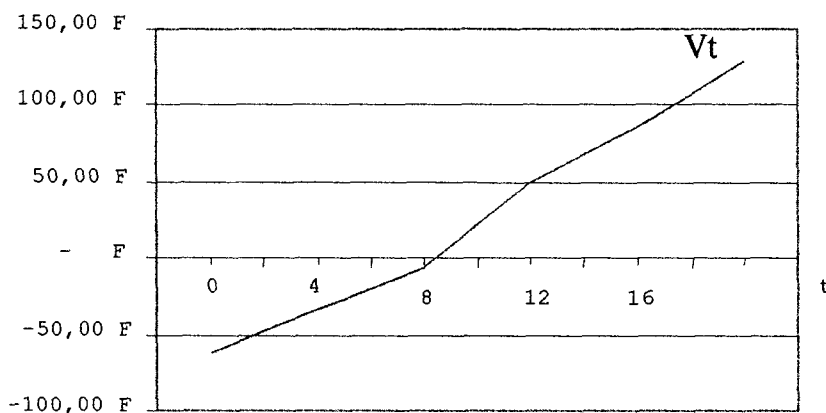
L'autorité organisatrice prévoit une progression des gisements individuels de +2%/an. En cas de collecte sélective, elle vise un captage à terme de 25% du total collecté et un taux de refus de tri de 20%. En $t+8$, elle compte fermer définitivement son centre d'enfouissement pour incinérer la totalité des déchets non valorisés.

Les acteurs publics locaux prévoient que les habitants seront tout d'abord réticents face au projet de collecte sélective puis y adhéreront plus franchement avec la montée en puissance du dispositif. En ajoutant à ces données une évaluation des coûts externes futurs, l'autorité organisatrice parvient à tracer la courbe des bénéfices futurs anticipés V_t (cf. figure n°2.1.4.2.). Cette fonction résulte du calcul de la différence entre les bénéfices futurs des systèmes STE et STS (cf. *supra*).

Figure n°2.1.4.2.

Évolution de la différence des bénéfices futurs des systèmes STS et STE

Source travaux personnels



En F/habitant

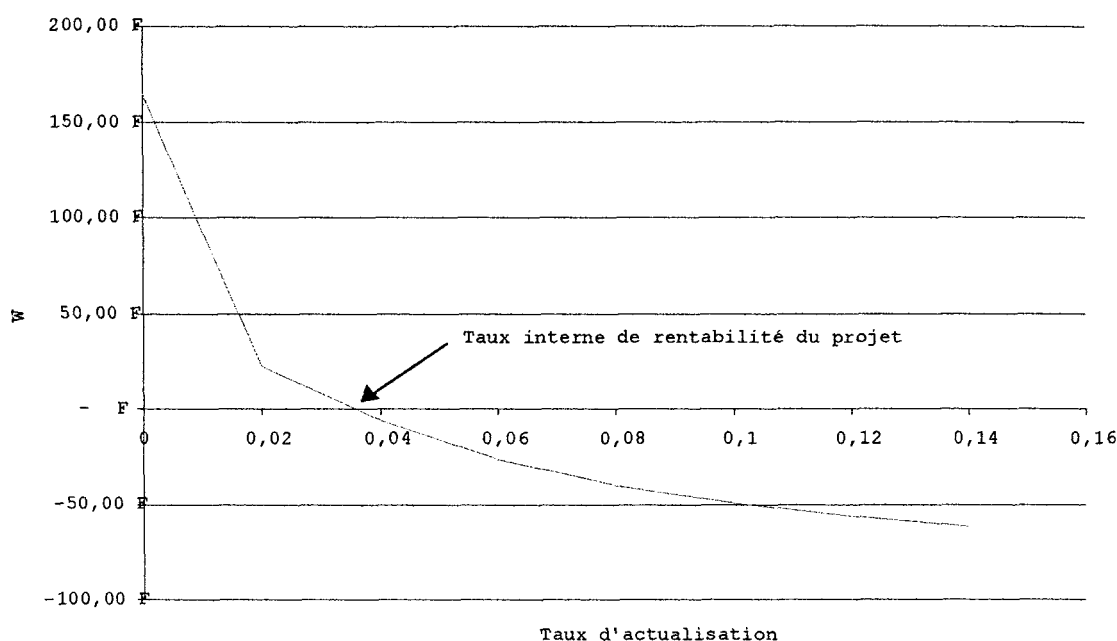
En appliquant aux bénéfices V_t différents taux d'actualisation, il est possible de montrer qu'en fonction de l'intensité de la dépréciation des valeurs futures, la collectivité pourrait modifier ses choix techniques. La figure n°2.1.4.3. représentant les bénéfices V_t actualisés indique deux possibilités pour les options choisies :

- si le taux d'actualisation retenu est inférieur au taux interne de rentabilité (indiqué par la flèche), alors la somme des bénéfices actualisés du système de collecte et de traitement séparatif est supérieure à celle du système d'incinération avec valorisation énergétique. Dans ce cas, la collectivité adopte la solution « STS » ;
- si le taux d'actualisation est supérieur au taux interne de rentabilité, les bénéfices actualisés de la solution STE sont supérieurs à ceux de la solution STS. La collectivité privilégiera donc l'incinération avec valorisation énergétique.

Figure n°2.1.4.3.

Valeur actualisée des bénéfices anticipés en fonction du taux d'actualisation

Source : travaux personnels



(en francs par habitant)

Ce cas théorique rappelle qu'en fonction du degré de *préférence pour le présent*, une collectivité pourra être amenée à ne pas s'engager dans une solution dont les bénéfices sociaux n'apparaissent qu'à long terme. Au-delà de la seule condition microéconomique statique, la dimension temporelle des décisions est donc susceptible d'influer sur les choix techniques.

L'approche microéconomique comparative des coûts nets d'élimination et de valorisation s'inscrit dans une démarche de formalisation des logiques décisionnelles des collectivités territoriales. En partant du cadre réglementaire exposé dans le chapitre premier, nous avons tenté d'explicitier les conditions microéconomiques du passage d'un système type « tout élimination » à un système séparatif visant la valorisation d'une fraction des ordures ménagères.

Selon cette première approche, les décisions techniques reposeraient sur la détermination du différentiel des bénéfices sociaux futurs actualisés des différents projets disponibles sur le marché. Formalisée par la fonction W_a , cette condition microéconomique de changement technique intègre :

- les coûts privés de chaque projet
- leurs coûts externes
- les recettes futures
- les dispositions à payer des contribuables ou des usagers
- la valeur relative accordée aux bénéfices présents et futurs.

Le rôle joué par ces deux dernières variables (la DAP et le taux d'actualisation) souligne l'importance du caractère subjectif des conditions micro-économiques du changement technique. Le choix entre un système traditionnel d'élimination et une

solution séparative dépend ainsi étroitement de la clairvoyance et des préférences des décideurs locaux.

Cette formalisation, qui sera développée et exploitée pour une approche empirique en seconde partie, se fonde sur une hypothèse de progression tendancielle des gisements et des flux de déchets, ainsi que sur une perfection de l'information relative aux coûts privés et externes futurs. En d'autres termes, nous nous sommes basés ici sur une hypothèse de stabilité de l'univers décisionnel des élus locaux. Dans la suite de notre démonstration, nous tenterons de vérifier la pertinence de ce postulat.

SECTION 2. UN ÉQUILIBRE MICROÉCONOMIQUE SENSIBLE À L'ÉVOLUTION INCERTAINE DE PLUSIEURS VARIABLES CLÉS

La recherche des logiques microéconomiques poussant les autorités organisatrices à passer d'un système d'élimination à un système de gestion séparative a souligné l'importance du concept de « surcoût » actualisé. Les choix en matière de dispositifs intégrés s'opèrent sur la base d'une comparaison entre les coûts présents et futurs actualisés des options et une estimation de l'évolution des dispositions à payer des contribuables et/ou usagers. La modernisation des systèmes techniques implique donc un nombre important de prévisions dont la pertinence constitue la condition première de la réussite des projets.

Sachant que la réussite des changements techniques et organisationnels repose sur un certain nombre de prévisions, il nous paraît essentiel d'étudier la volatilité des données dont la valeur est anticipée. Dans la section précédente, nous avons pu aborder l'évolution de certains coûts. La présente section vise plus l'identification des facteurs de sensibilité des variables quantitatives.

Notre but est ici de montrer en quoi certaines variables de la formule proposée en première section évoluent de manière chaotique et incertaine. Conjuguée aux effets irréversibles, cette contrainte devient une composante centrale de la définition des choix publics et construit un univers décisionnel marqué par les controverses.

I. La sensibilité de la fonction de production de déchets (Q)

Comme l'explique R.K. Turner (1981), les quantités de déchets collectées dans une agglomération peuvent être définies à l'aide d'une « fonction de création ». Cette fonction, appelée WG, regroupe l'ensemble des facteurs influençant les quantités de déchets ménagers produits sur un territoire. Plus la valeur de WG est grande, plus le problème des déchets est important, tant sur le plan quantitatif que qualitatif.

Les variables intervenant dans la fixation de la valeur de WG sont les suivantes :

- la géographie et le climat : G
- la taille de la population : P
- les caractéristiques socio-économiques de la population : SH
- le vecteur des prix finaux des biens consommés : Pg
- le « vecteur des coefficients » pour tous les biens et services : Wc
- le niveau et le type de gestion des déchets : Ls

La fonction de création des déchets s'écrit donc :

$$WG = f(P, SH, Ls, G, Pg, Wc).$$

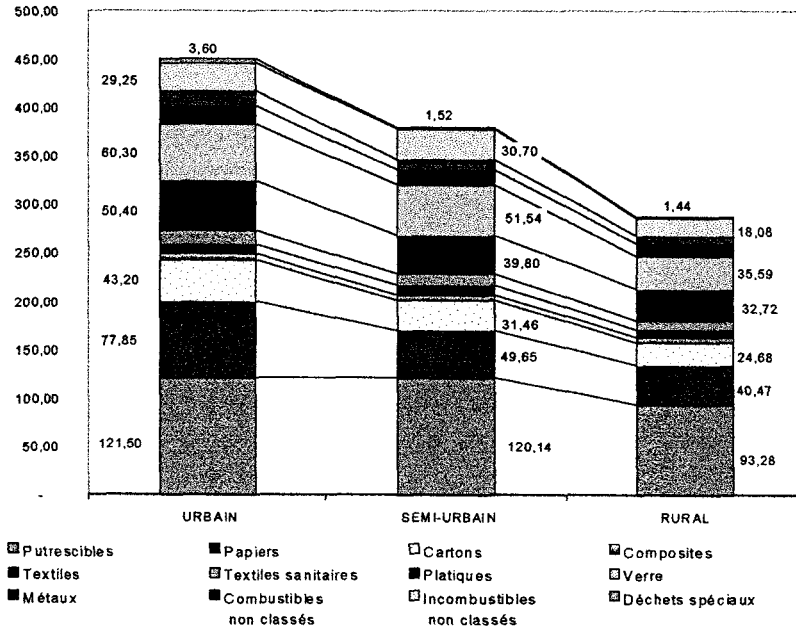
I.1. LES FACTEURS GÉOGRAPHIQUES

L'urbanisme, l'enneigement, le climat d'une région influent sur le mode de vie et les habitudes de consommation de ses habitants. En fonction des données géographiques, la composition des déchets a donc tendance à se modifier (cf. graphe n°2.2.1.1.).

Figure n°2.2.1.1.

Impact des caractéristiques de l'urbanisme sur la composition des gisements d'ordures ménagères.

Source ADEME, analyse MODECOM, résultats définitifs de la campagne de 1993.

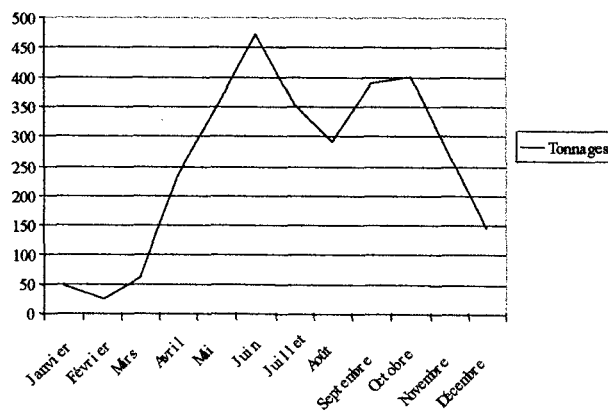


Ces différences de gisement s'expriment, non seulement en termes de moyenne annuelle, mais également en variations saisonnières. En effet, comme le montre le graphe n°2.2.1.2. l'importance respective de certaines fractions (en particulier les déchets verts) influe sur l'évolution mensuelle des tonnages collectés et donc sur l'organisation générale des schémas de collecte.

Figure n°2.2.1.2.

Effet saisonnier de la collecte des déchets verts : évolution mensuelle des collectes

Illustration à partir de l'exemple du District de St Omer, source District de St Omer 1996.



I.2. LA TAILLE DE LA POPULATION

Il est *a priori* évident de considérer que, plus la population d'une ville est importante, plus les déchets collectés le sont également. On observe cependant, que le lien entre le nombre d'habitants et la production de déchets peut s'inverser : une diminution du nombre de résidents peut induire une augmentation globale des déchets collectés. Comment expliquer ce paradoxe ?

La baisse du nombre de résidents d'une ville peut, par exemple, signifier un mouvement de périurbanisation. Les centres urbains devenant moins résidentiels, les gisements de déchets se composent d'une plus grande proportion de déchets industriels banals, déchets de bureaux et d'artisans commerçants. Ce mouvement s'accompagne généralement d'un accroissement des effets de débordement : les résidents de la périphérie consomment un centre ville et y rejettent leurs déchets.

Dans le cas de la ville de Paris, on remarque en effet que, malgré une longue période de baisse de la population résidente, les tonnages collectés sont en constante progression. Cette tendance souligne d'une part l'importance des autres variables de la fonction de création et, d'autre part, les effets indirects de la périurbanisation évoquée précédemment.

I.3. LES CARACTÉRISTIQUES SOCIO-ÉCONOMIQUES DE LA POPULATION

Selon les caractéristiques socio-économiques des consommateurs, les habitudes, les préférences, la consommation changent. Une enquête du CREDOC montre par exemple que la préférence pour le verre en tant que conditionnement du lait et de l'eau minérale varie sensiblement selon l'âge, le milieu et le type d'habitat dans lequel vivent les consommateurs.

Les personnes âgées et les ruraux préféreraient ainsi ce type d'emballage qui semblerait répondre à un certain « attachement au passé ».

Les jeunes, habitant en milieu urbain, utiliseraient plus facilement l'eau en bouteille plastique et le lait en emballage carton.

La consommation des différents types d'emballage dépendrait également de la sensibilisation aux enjeux écologiques du recyclage, comme pourrait le montrer le regain d'intérêt pour le verre chez les diplômés.

Enfin, la variable socio-économique influencerait sur les habitudes de réutilisation et de valorisation individuelle de certains déchets (compostage à domicile, réutilisation d'emballages...).

I.4. LE VECTEUR DES PRIX FINAUX DE BIENS CONSOMMÉS (P_G) ET LE VECTEUR COEFFICIENT DE TOUS LES BIENS ET SERVICES W_C

Chaque bien et service consommé induit la production d'une certaine quantité de déchets. Plus cette quantité est importante, plus le vecteur est grand.

La conjugaison du vecteur des prix finaux de biens consommés P_G et du vecteur coefficient de tous les biens et services W_C fournit le profil de consommation d'une population. En effets, les quantités, les caractéristiques et les prix relatifs des biens et services sont fonction de l'évolution de la demande et de l'offre chacun de ces produits.

L'évolution quantitative et qualitative des déchets des ménages est donc, en quelque sorte, le miroir de l'évolution des habitudes de consommation.

Or depuis les années 70, nos habitudes de consommation nous poussent à jeter plus et plus vite. Parmi les conséquences de cette tendance, la forte croissance de la masse des encombrants (2 millions de tonnes par an), que l'on appelle également les « monstres », se renforce avec la diminution de la durée de vie du matériel informatique et de l'électroménager. La production de déchets de papier-carton, dont plus du tiers de compose de livres et journaux-magazines, continue également d'augmenter, atteignant les 6 millions de tonnes en 1995 contre 4,5 en 1989 (source CREDOC).

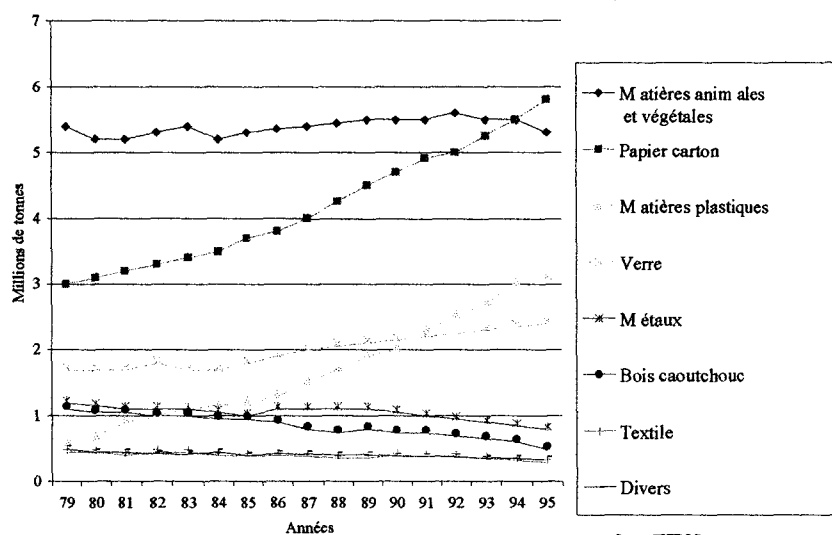
Fruit de la prolifération des hypermarchés, de la place prépondérante du packaging en tant qu'outil marketing et, tout simplement, d'une recherche de progrès dans la fonctionnalité du conditionnement, la croissance des déchets d'emballage constitue certainement le fait le plus marquant parmi les tendances observées. Les nouveaux modes de distribution imposent, en effet, une amélioration du conditionnement des biens pour leur transport, leur stockage et leur présentation en rayon. *In fine*, ces déchets représentent aujourd'hui près du tiers du poids des ordures ménagères et 50% de leur volume. La faible densité de la fraction emballage a fortement contribué à l'augmentation du volume des déchets ménagers collectés. Leur densité est ainsi passée d'environ 0,6kg/l en 1960 à 0,15kg/l aujourd'hui, ce qui oblige les collectivités à utiliser des bennes compactrices capables de ramener la densité moyenne à environ 0,5kg/l (facteur de compaction de 3 à 3,5) [G. BERTOLINI (1995), p. 20].

Le graphe ci-dessous (n°2.2.1.3.) montre l'évolution des différents matériaux présents dans les gisements d'ordures ménagères depuis 1979 jusqu'en 1995. Il souligne en particulier la forte croissance des papiers-cartons et des matières plastiques. Selon les professionnels du secteur, la croissance à long terme des plastiques semble irréversible. Guy Poquet (1994) indique ainsi que les estimations de leur consommation dans les pays développés atteindraient à l'horizon 2020, les 150 kg/an/hab. Compte tenu de la rapidité des progrès dans la recherche de nouvelles polymères et de la complexité de leurs effets directs et indirects sur la santé et l'environnement, il est délicat, voire impossible, de prévoir le niveau moyen de toxicité du gisement des déchets à long terme.

Figure n° 2.2.1.3

Évolution en longue période des matériaux présents dans le gisement d'ordures ménagères

Source : CREDOC



I.5. LE NIVEAU ET LE TYPE DE GESTION DES DÉCHETS (LS).

Le suivi des expériences visant un élargissement des fractions collectées séparativement auprès des ménages, montre clairement que l'amélioration du service d'enlèvement conduit à un accroissement du captage des ordures ménagères.

À Bapaume (62), le lancement d'une collecte spécifique des fermentescibles et du papier-carton a eu pour double effet :

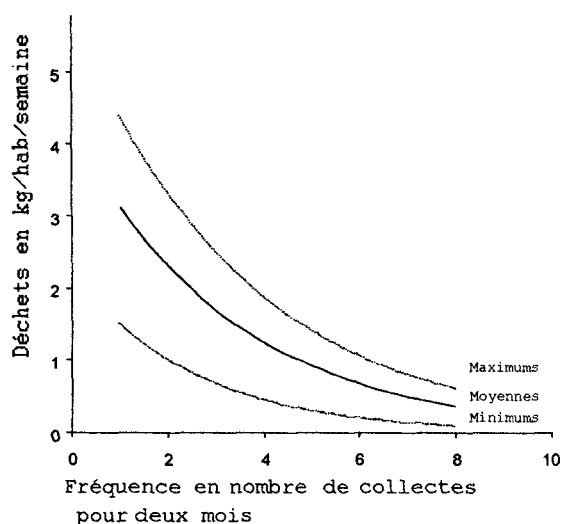
- l'accroissement du captage des déchets verts habituellement compostés en tas,
- l'accroissement des autres ordures ménagères dont l'enlèvement a été amélioré avec la séparation des matières organiques et la collecte des emballages en espaces propreté.

De même, une enquête menée par le CEMAGREF [A. LE BOZEC (1994)] montre que les quantités de déchets collectés chaque semaine sont corrélées avec la fréquence des ramassages (Figure n° 2.2.1.4). Ce constat ne fait que confirmer les observations de plusieurs études anciennes qui montrent toutes qu'il existe une relation entre la fréquence de collecte de matériaux recyclables et la participation des ménages à un système donné [SCS ENGINEERS (1974), OCDE (1983)].

Figure n° 2.2.1.4.

Corrélation entre la fréquence des ramassages et les quantités collectées

Source CEMAGREF



L'intensité de cet effet rétroactif amène les élus locaux et les ingénieurs de cabinet d'étude à s'interroger sur le dimensionnement des unités de tri et de traitement. La difficulté de maîtrise de cette variable les conduit généralement à garder une marge de capacité en comptant, à terme, sur une réduction de cette marge par l'effet rétroactif (Ls) et par l'élargissement de la zone de collecte (augmentation de P).

II. Qcs : Les quantités collectées de manière sélective

La détermination de Qcs répond à la recherche d'un équilibre microéconomique entre l'élimination et la récupération. Face à cette recherche d'optimisation, l'autorité organisatrice est confrontée au problème de l'imperfection de sa maîtrise des quantités orientées vers le recyclage. Ces quantités dépendent de la participation active des usagers du service au système de collecte, de facteurs organisationnels et de données exogènes. L'organisation, considérée en termes de filières globales allant de la précollecte à la valorisation, constitue le moteur de la qualité du dispositif permettant l'optimisation des quantités valorisées. Néanmoins, les facteurs géographiques, démographiques, sociologiques (...) ont toujours un poids important dans l'efficacité du système de gestion et constituent les principales contraintes de l'organisation.

II.1. LA QUALITÉ DE LA PARTICIPATION DES MÉNAGES (PR)

La mise en place de collectes sélectives fait appel à une participation importante de la part des ménages qui ont à séparer leurs déchets, pré-stocker les poubelles dans leur cuisine, stocker les contenants, apporter certains déchets en points d'apport volontaire... Outre un sens aigu du civisme et une motivation éco-citoyenne marquée, cette démarche nécessite une connaissance suffisante des caractéristiques physiques des matériaux séparés

et une bonne appréhension du circuit de collecte et de tri que chaque catégorie de déchet va devoir emprunter.

Afin de répondre à ces exigences, les opérateurs et autorités organisatrices mobilisent divers moyens d'information et de communication. Sans revenir sur le détail de ces méthodes, on peut néanmoins préciser les points clés d'une information efficace :

Utiliser un langage usuel et compréhensible : à Bapaume, l'utilisation de la notion de « fermentescibles » dans les consignes de tri a conduit certains usagers à jeter l'huile de vidange dans les bioconteneurs.

Effectuer des rappels réguliers : la qualité de la séparation à la source a tendance à diminuer avec l'ancienneté de la communication des consignes de tri. Les causes principales de cette démobilité sont la lassitude, le sentiment de déresponsabilisation, l'oubli et les déménagements.

Mobiliser l'ensemble des acteurs du système, en particulier les élus des communes, l'administration municipale, les ripeurs et les gardiens d'immeuble.

Fournir une vision concrète de la démarche en organisant des visites de centre de tri et de traitement et en informant régulièrement les usagers sur le devenir des matériaux triés.

Expliquer et justifier l'option politique choisie : la forte diversité des systèmes locaux peut amener les usagers à s'interroger sur la pertinence de l'orientation prise au sein de sa commune. En prenant connaissance des autres procédés (parfois voisins), ils peuvent considérer que les choix pris à une époque donnée, n'étaient pas les meilleurs et ne méritent donc pas un effort soutenu de la part des usagers.

Autre facteur clé de la qualité de la participation des ménages, l'ancienneté du procédé peut offrir l'avantage de créer un certain nombre de routines chez les usagers. Le tri sélectif implique de nouvelles pratiques quotidiennes et un nouveau rapport au déchet. Aussi, l'usager change-t-il de profil. Il n'est plus simplement demandeur d'un service de propreté, il devient acteur d'un service d'enlèvement de matériaux et de déchets. La distinction, par le conscient collectif, des concepts de matériau et de déchets est un point essentiel dans l'établissement de nouvelles relations de service. En séparant les matières valorisables et en conservant à l'esprit l'optique de leur valorisation effective, les usagers deviennent acteurs à part entière de la valorisation. Une certaine « routinisation » de la sélection et de la séparation peut alors s'opérer. Celle-ci dépendra de facteurs psychologiques, eux-mêmes dépendants de la position de l'usager face au service :

- Le service lui est-il imposé ?
- Le service permet-il de lui faciliter un acte volontaire visant la limitation du gaspillage ?

Les réflexions portant sur d'éventuelles sanctions en cas de non-respect des consignes de tri doivent prendre en compte ces deux dimensions de la relation des services. Nous reviendrons sur ces aspects en abordant la problématique socio-économique des choix techniques.

II.2. LES FACTEURS ORGANISATIONNELS

Les quantités captées par la collecte sélective dépendent également de facteurs organisationnels et technico-économiques. Turner en dénombre cinq [R.K. TURNER (1981)] :

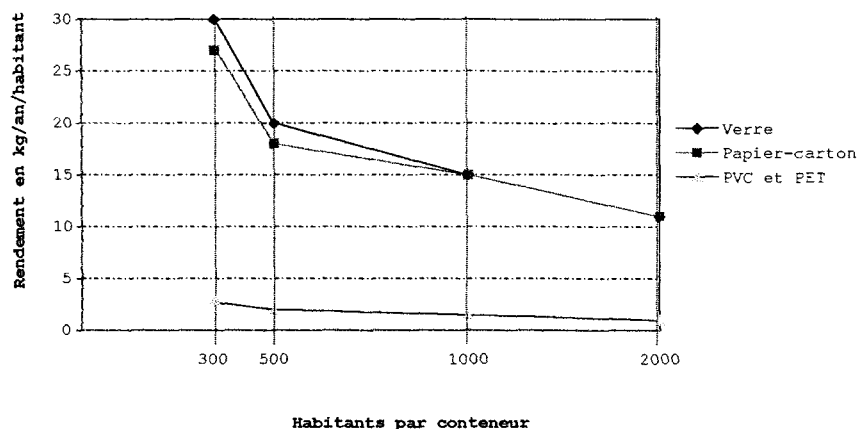
- la fréquence de collecte (F)
- la densité de collecte (Dc)
- le lieu de ramassage (lié à la densité de population) Pl
- le capital et les coûts de main-d'œuvre Cl+Ck
- les distances D entre le lieu de ramassage, la station de transit et de tri, l'unité de traitement et l'usine de récupération.

Les effets de l'organisation des collectes sur le captage des matériaux est aujourd'hui une évidence reconnue par tous. Plusieurs études la confirment et précisent de façon qualitative l'impact relatif de certaines composantes organisationnelles (cf. *supra*). Ainsi, l'ADEME, dans un document édité en juillet 1993, nous fournit un ordre de grandeur des niveaux de rendement par matériau (Qcsi) en fonction de la densité (Dc) d'implantation des conteneurs : graphe n°2.2.2.1.

Figure n° 2.2.2.1.

Rendements de l'apport volontaire en fonction de la densité d'implantation des conteneurs

Source ADEME 1993



Les données de l'ADEME semblent montrer qu'il existe une corrélation simple entre la densité d'implantation des conteneurs et le captage par matériau. Afin de vérifier la robustesse de cette relation, nous pouvons confronter l'hypothèse de l'ADEME à d'autres expériences européennes (cf. tableau n°2.2.2.1.).

Tableau n°2.2.2.1.

Captage du verre en apport volontaire dans différentes villes européennes.

Source OCDE 1983.

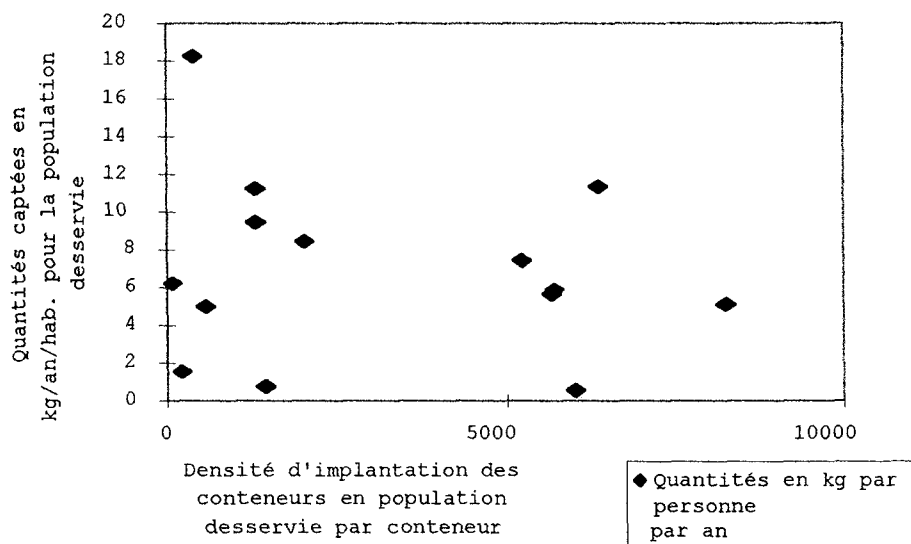
Études de cas		Séparation selon les couleurs	Densité d'implantation (population concernée par conteneur)	Quantités en kg par personne par an
Allemagne	Munich	oui	5229	7,4
	Düsseldorf	oui	1276	9,4
	Rhin inférieur	non	8260	5,1
Pays Bas		non	2000	8,4
Autriche	Vienne	oui	241	1,6
	Au niveau national	oui	574	5
Suisse	Winterthur	oui	5700	5,9
	Inwil	oui	1300	11,2
	Montreux	non	400	18,2
	Genève	oui	6400	11,3
Italie	Parme	oui	5663	5,7
	Padoue 1	non	6026	0,6
	Padoue 2	non	69	6,25
Finlande	Espoo	non	1425	0,8

Une représentation graphique des résultats montre immédiatement l'absence de corrélation simple entre la densité d'implantation et le taux de captage (cf. graphe n°2.2.2.2.). De nombreux autres facteurs entrent en jeu, notamment le choix de l'emplacement des points d'apport et la communication. L'approche des conséquences des facteurs organisationnels sur les quantités collectées nécessite donc la prise en compte de variables multiples et souvent qualitatives.

Figure n°2.2.2.2.

Collecte du verre en apport volontaire en fonction de la densité d'implantation des conteneurs

D'après les données de l'OCDE.



Compte tenu de la faible valeur marchande des matériaux en sortie de centre de tri, les variables liées, de façon plus ou moins directe, aux coûts de transport (Pl, D) occupent également une place importante dans la détermination des quantités à valoriser. Outre les coûts de collecte et de transit en direction des unités de traitement, le poids financier de la distance entre les points de regroupement et la localisation des usines de retraitement doivent être pris en considération. Ainsi, les régions industrielles, dotées d'une certaine densité de récupérateurs locaux, semblent *a priori* mieux placées que les zones rurales pour développer des systèmes de collecte sélective. En outre, l'effet de proximité permet aux opérateurs de limiter les coûts de transaction liés au négoce des matières premières secondaires.

III. Les conséquences de la volatilité des inputs : une illustration par un cas d'école

L'engagement politique en faveur d'un système peut se traduire par de lourds investissements industriels confrontant le décideur au problème des incertitudes de long terme. Face à la volatilité des quantités collectées sur le territoire intercommunal, un décideur pourra se demander s'il faut investir dans un incinérateur de taille importante, au risque de le faire fonctionner en deçà de sa capacité ou de se rendre compte, à terme, de l'inadaptation de l'équipement aux matières à éliminer. Sachant qu'en général, les contrats de concession sont signés pour une durée de vingt ans, il est fort probable que la consommation (et donc la production de déchets) change en profondeur d'ici la fin de cette concession.

Pour illustrer cette idée, à l'instar de D COURTINE (1996), nous avons choisi un raisonnement simple basé sur trois scénarios de collecte séparative et trois hypothèses d'accroissement annuel de la production individuelle de déchets.

Scénarios de « Système Technique Séparatif » STS.

Apport volontaire ; 10% d'incinération évitée

Collecte sélective des propres et secs (emballages et papier-carton) ; 20% de détournement d'incinération

Collecte sélective des propres et secs et des fermentescibles ; 45% de déchets récupérés.

Hypothèses d'accroissement annuel de la production individuelle.

d=0% ; pas d'accroissement

d=1% ; accroissement faible

d=2% ; maintien de la tendance évaluée par l'ADEME.

Nous considérons, par hypothèse, que la population (200.000 habitants) s'accroît de +1% par an et que la production individuelle est de 450 kg/an/hab. en t₀.

Le tableau ci-dessous indique la capacité d'incinération requise en t+20 selon les scénarios et hypothèses retenus.

Hypothèses d'accroissement annuel	Scénarios		
	1. Apport volontaire	2. CS des propres et secs	3. CS des propres et secs et fermentescibles
	Quantités à incinérer en t		
	81.000	72.000	49.500
	Quantités à incinérer en t+20		
d = 0%	95.835	87.854	60.399
d = 1%	120.362	106.988	73.554
d = 2%	146.295	130.040	89.403
ÉCART TYPE	23.764	21.123	14.522

On remarque ainsi que la capacité d'incinération requise peut varier de 50% selon que l'hypothèse d'évolution de la production individuelle est fixée à 0% ou à 2%. Dans le cas de l'apport volontaire, la capacité d'incinération requise sera de 100.000 t si d=0% et de 150.000 t si d=2%.

Une faible erreur de prévision sur l'évolution de la fonction de création des déchets peut donc avoir de très lourdes conséquences sur l'adéquation entre la capacité nominale des unités et l'optimisation de leur régime de fonctionnement. En d'autres termes, les coûts moyens de traitement sont extrêmement sensibles à la qualité des anticipations.

En définitive, les mécanismes de détermination des choix publics et, plus particulièrement, l'évaluation des bénéfices sociaux futurs de chaque dispositif disponible sur le marché, demeurent exposés aux problèmes des incertitudes et controverses qui caractérisent le secteur des déchets ménagers. Comme nous venons de le voir, les conditions micro-économiques du changement technique se fondent sur des variables volatiles dont les évolutions reposent sur une composante aléatoire non négligeable : la pratique quotidienne et individuelle de la production et du rejet des déchets.

Par ailleurs, les dispositifs techniques ne bénéficient généralement pas du recul nécessaire à une parfaite connaissance de leurs avantages et coûts environnementaux. Ces incertitudes technologiques, organisationnelles et comportementales contribuent à construire un univers décisionnel marqué par la controverse.

À cette étape de notre raisonnement, il convient de retenir l'importance de la sensibilité des variables clés intervenant dans les processus décisionnels. Cette sensibilité place la gestion de l'information au premier rang des facteurs devant assurer la pertinence des anticipations à la base de la réussite des projets.

Dans la section suivante, nous verrons que la qualité de la gestion de l'information dépend en partie de la morphologie des organisations assurant l'offre du service public. Nous pourrions ainsi observer si les différentes possibilités de coopération entre offreurs (intercommunalité, délégation de service public) permettent de répondre efficacement à l'enjeu identifié dans cette seconde section, en l'occurrence la minimisation des incertitudes.

SECTION 3

LA COOPÉRATION INTERCOMMUNALE ET LA DÉLÉGATION DU SERVICE PUBLIC FACE À L'ENJEU D'UNE MAÎTRISE DE L'INFORMATION INTERNE ET EXTERNE

La sensibilité de l'équilibre microéconomique, défini en début de chapitre, confronte les autorités organisatrices à l'enjeu d'une maîtrise de l'information nécessaire à l'optimisation du service public de gestion des déchets. Nous examinons ici de quelle manière cet enjeu est dépendant des montages juridiques privilégiés localement.

Face aux logiques économiques qu'engendre le cadre réglementaire de la gestion des déchets ménagers, les dispositifs locaux s'organisent en fonction de l'opportunité d'un regroupement intercommunal et de la possibilité de déléguer tout ou partie du service au secteur privé. Ces montages, dont l'objet premier est l'accès à une capacité de financement suffisante pour combler les coûts d'investissement et de fonctionnement des dispositifs, conditionnent en grande partie le degré de maîtrise de l'information.

Dans cette troisième section, nous tentons de montrer que, au-delà de l'accès à un support financier souvent indispensable, ces montages juridiques fournissent l'architecture cognitive des organisations locales. En d'autres termes, notre objet est ici de mettre en lumière les liens existant entre les formes juridiques des organisations et leur capacité à générer des savoir-faire et à gérer une information de plus en plus complexe.

I. La coopération intercommunale

Dans un premier temps, nous abordons les structures institutionnelles ayant en charge la gestion des déchets ménagers, en l'occurrence les regroupements intercommunaux. Nous nous interrogerons ici sur les éventuels liens existant entre les formes de coopération entre les communes et les performances organisationnelles face au changement technique.

Notre approche se divise en trois étapes. Nous partons tout d'abord du constat d'une profonde complexification des structures intercommunales, celles-ci étant caractérisées par un phénomène de plus en plus marqué de chevauchement des périmètres géographiques et d'imbrications de compétences.

Afin d'interpréter les causes et les conséquences de ces tendances, nous mettons en évidence les grands traits de l'organisation de la coopération intercommunale en effectuant une analyse structurelle de ses déterminants. Par la suite, une approche plus précise des logiques économiques de l'intercommunalité, tentera d'explicitier les enjeux et contraintes de l'optimisation des périmètres des établissements.

Dans une troisième étape, nous réfléchirons aux conséquences de ces logiques sur l'efficacité de l'offre de service public.



I.1. LES FORMES JURIDIQUES DE COOPÉRATION INTERCOMMUNALE : LE CONSTAT D'UNE COMPLEXIFICATION DES STRUCTURES

Le regroupement de communes trouve son origine dans une recommandation d'une circulaire du 30 janvier 1973 faisant suite à l'étude des schémas départementaux préconisés par la circulaire n°69-510 du 17 novembre 1969 des Ministères de l'Intérieur, de l'Équipement et du Logement, et de l'Agriculture. La loi cadre du 15 juillet 1975 impose aux communes ou à leurs regroupements d'assurer l'élimination des déchets des ménages dans un délai de 5 ans.

Le 3 février 1993, le décret n°93-1398 (application de la loi du 13 juillet 1992) relance la planification de la gestion des déchets ménagers, il est demandé aux préfets d'élaborer les plans départementaux et interdépartementaux d'élimination des ordures ménagères en tenant compte des propositions de coopérations intercommunales (loi du 06/02/92 sur l'administration territoriale de la République).

L'adhésion d'une commune à une intercommunalité implique d'office un transfert de compétences ("principe de la substitution"). La conséquence première de ce transfert est l'ingérence d'une nouvelle structure sur le territoire de la commune pour des compétences anciennement attribuées à cette dernière.

Les principaux établissements publics de coopération intercommunale sont les syndicats de communes, les districts, les communautés urbaines, les communautés de communes, les communautés de villes, et les regroupements entre structures. Les caractéristiques principales de ces structures sont résumées dans le tableau en page suivante.

Structures intercommunales	Types et législation	Caractéristiques, compétences	Dénominations spécifiques	Compétences obligatoires	Fiscalité propre
Les syndicats	Syndicats de communes art. L. 163-1 Code des Communes.	Multiforme Peu contraignant Évolutif	Syndicat Intercommunal à Vocation Unique (études ou travaux de gestion) Syndicat Intercommunal à Vocation Multiple (polyvalent) SICTOM : Syndicat Intercommunal de Collecte et de Traitement des Ordures Ménagères. SIROM : Syndicat Intercommunal de Ramassage des Ordures Ménagères. SICOM : Syndicat Intercommunal de Collecte des Ordures Ménagères. SITOM : Syndicat Intercommunal de Traitement des Ordures Ménagères.	Non	Non
	Syndicats mixtes	Soit à caractère administratif Soit à caractère industriel et commercial	Syndicats de communes, de syndicats ou de districts : régime juridique des syndicats. (Activité OM) Art. L. 166-5 Code des Communes. Syndicats associant aux communes, des ententes ou institutions interdépartementales, départements, CU, districts, Syndicats de Communes, des CCI, et d'autres établissements publics (n'ont pas pour activité les OM) Art. L. 166-1 Code des Communes.	Non	Non
	Syndicats de syndicats	Compétence d'attribution déterminée par les syndicats membres	Regroupement de SIVU ou de SIVOM	Non	Non
	Groupements de Comm. Urbaines art. L. 165-3 Code des Communes.	Fonctionnement comme les règles des syndicats de communes		Non	Non
Les districts	Ordonnance n°59-30 du 05/01/59	Proches des SIVOM, mais : 2 compétences obligatoires : logement et centre de secours contre l'incendie. Exercice d'une fiscalité propre (depuis le 1/1/95) Compétences attribuées selon le principe de spécialité.		2	OUI
Les communautés urbaines	loi du 21/12/66	Compétences obligatoires : maîtrise de l'espace ; l'équipement et la gestion des services intercommunaux ; enseignement ; les abattoirs et marchés de gros ; cimetières ; voirie ; signalisation ; parcs de stationnement. Principe de spécialité Pouvoir fiscal	4 créées par la loi : Bordeaux, Lille, Lyon, Strasbourg. 5 créées volontairement : Dunkerque, Le Creusot-Monceau Les Mines, Cherbourg, Le Mans, Brest.	11	OUI
Les communautés de communes	Loi d'orientation du 6/02/92 Intercommunalité redistributive (L. 167.3)	Se rapprochent des districts. Les règles de fonctionnements se rapprochent sensiblement de celles des syndicats de communes. Compétences obligatoires : aménagement de l'espace et actions de développement économique. Compétences facultatives : mise en valeur de l'environnement, logement et cadre de vie, voiries, équipements éducatifs, sportifs et culturels. Fiscalité propre (taxe locale), peuvent décider d'instituer une "taxe professionnelle de zone" ou une "taxe professionnelle d'agglomération".		3	OUI
Les communautés de villes	Loi d'orientation du 06/02/92 Développement concerté d'agglomération (L. 168-4)	Se rapprochent des communautés de communes, mais : - Communes d'une agglomération du plus de 20000 habitants - Trois groupes de compétences à exercer dont la protection et la mise en valeur de l'environnement. Les ressources affectées aux services d'élimination des OM peuvent lui être transférées.		3	Non sauf taxe professionnelle communautaire

Certains résultats de travaux du CEMAGREF [A. LE BOZEC (1994), p.81] semblent montrer que ces différentes formules pourraient être liées à la densité des communes adhérant aux intercommunalités :

- Les collectivités locales à forte densité de population exercent souvent seules l'organisation du service.
- Les communes à faible densité de population et les communes côtières se regroupent en syndicats multiservices (SIVOM).
- Les communes de densité moyenne se constituent en syndicats spécialisés pour l'offre de service (SIVU).

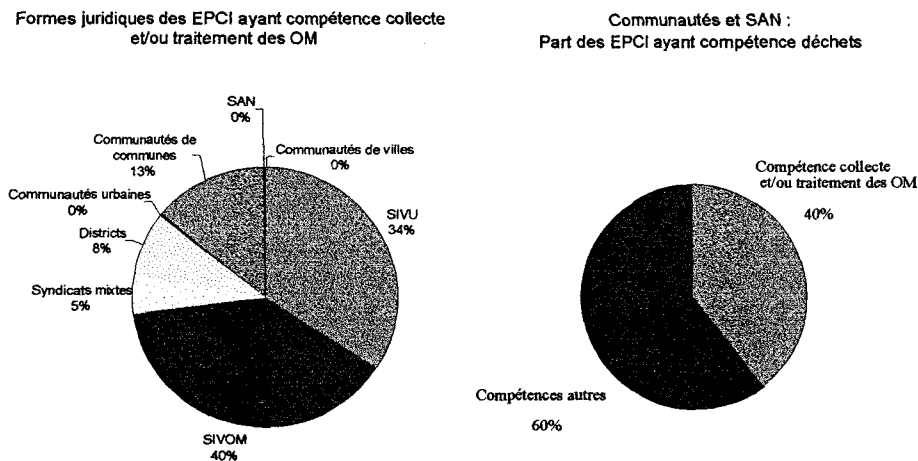
Le type de coopération intercommunale traduirait en outre une volonté plus ou moins marquée d'élargir les compétences des communes, ce qui pourrait trahir une certaine mésestente entre élus locaux. À titre d'exemple, le SIVU, forme d'intercommunalité très limitative car à vocation unique, pourrait cacher certains problèmes d'accords entre communes.

Enfin, le suivi des plans départementaux établirait un lien entre la forme juridique et les compétences intercommunales. Comme le montrent les statistiques DGCL - 1994 (ci-dessous), la collecte et le traitement des déchets restent des services "spécialisés", réservés avant tout aux SIVU et SIVOM (73% des EPCI à compétence déchets) plutôt qu'à des intercommunalités à compétences élargies (60% des Communautés et SAN n'ont pas la compétence déchets).

Figure n° 2.3.1.1.

Formes juridiques et compétences des EPCI

Source DGCL 1994



Les tendances dévoilées par le dépouillement des plans départementaux soulignent en outre certains problèmes liés à ces définitions de compétences. Selon le Code Général des Collectivités Territoriales, le service public d'élimination des déchets ménagers est considéré comme unique et indivisible. Avec l'évolution de son cadre juridique, ce service tend à se fractionner en plusieurs parties (collecte, collecte sélective, traitement...), ce qui provoque un éclatement des compétences exercées et une multiplication des structures intercommunales les prenant en charge. Dans plus de 90% des cas, l'exercice de la compétence déchets est divisé en deux ou trois EPCI en fonction du périmètre optimisant l'organisation des différentes parties du service. La compétence

unique prévue par la loi se traduit, dans la pratique, par une complexification des structures intercommunales trahissant une inadéquation des textes à l'évolution de l'organisation du service public. Au-delà de la problématique juridique qu'elle initie, l'idée d'un fractionnement rationnel des compétences constitue un enjeu majeur vis-à-vis de la maîtrise de l'information nécessaire à l'optimisation économique des dispositifs techniques.

Pour bien saisir l'importance de cet enjeu, nous proposons de revenir sur les motivations et les effets de la coopération intercommunale.

I.2. LES MOTIVATIONS ET LES EFFETS DE LA COOPÉRATION INTERCOMMUNALE : ESSAI DE SYNTHÈSE DES DÉTERMINANTS PAR L'ANALYSE STRUCTURELLE

Les motivations et les conséquences de l'intercommunalité sont nombreuses et parfois complexes. Afin de dégager les facteurs moteurs, stratégiques et dépendants en matière de coopération entre communes, nous représentons ici les relations systémiques structurant la logique de l'intercommunalité.

I.2.1. Méthodologie

L'identification de variables-clés au sein d'un système et la représentation de leur influence respective sur son fonctionnement peuvent être effectuées par analyse structurelle.

L'objet de ce type d'analyse est de fournir un classement de chaque variable d'un système en fonction de son degré de *motricité* et de *dépendance* vis-à-vis de l'ensemble des autres variables et ceci dans le but de sélectionner les indicateurs à étudier de façon approfondie.

Dans ce paragraphe nous utilisons cette méthode dans l'unique but de proposer une représentation des facteurs d'influence de l'intercommunalité. Nous nous limitons donc ici à un traitement rapide de quelques données sans pour autant nous engager dans une étude approfondie impliquant le recueil d'une liste exhaustive d'indicateurs à un niveau important de désagrégation⁵¹.

La démarche est séparée en trois phases :

1. l'identification des variables ;
2. la construction d'une matrice d'impacts croisés ;
3. l'analyse des interdépendances directes et indirectes.

1. L'identification des variables consiste à repérer les facteurs-clés intervenant dans le processus d'évolution des intercommunalités. Afin d'éviter l'excès de subjectivité, la liste est établie à partir d'enquêtes pluri-disciplinaires. Son élaboration a donné lieu à

⁵¹ Rappelons que l'ensemble de la problématique des déchets ménagers, tel qu'elle est abordée dans cette thèse, a fait l'objet d'une analyse structurelle préliminaire impliquant près de 70 variables. Les détails de ce travail sont repris en annexe 1 et fournissent un exemple d'analyse structurelle plus complète. D'autres exemples pourront être consultés dans C. ANCELIN (1983) ou encore M. GODET (1991).

des recherches bibliographiques et à des interviews et confrontations d'experts (notamment au cours de forums sur l'intercommunalité).

2. L'analyse des impacts directs entre les variables a fait l'objet d'un traitement rapide à l'aide d'une *matrice d'impacts croisés*. Cette matrice, également appelée *matrice d'analyse structurelle* est un tableau à double entrée présentant, en ligne et en colonne, l'impact direct de chaque variable sur une autre. Cet impact est mesuré sur une échelle allant de 0 à 3 (0 pour l'absence d'impact et 3 pour les impacts forts). Parmi les mesures d'impact, il est également possible d'intégrer les effets potentiels et d'estimer ainsi la sensibilité du système étudié à certaines ruptures aléatoires.

Comme l'indique Hugues de Jouvenel (1993, p. 62), dans cette phase, « *la qualité du diagnostic déterminera celle du résultat. Donc il convient de ne pas confondre une causalité directe ($A \rightarrow B$) avec une causalité inverse ($A \leftarrow B$) ou indirecte ($A \rightarrow C \rightarrow B$)* ».

Le remplissage de la matrice et, en particulier, la mesure de l'intensité des impacts, nécessite un travail important d'investigation, de recherches documentaires et surtout de confrontation d'avis d'experts. Cette étape présente l'intérêt d'inciter fortement au développement d'une compétence accrue dans le domaine étudié : la quantification des impacts requiert une approche approfondie de la problématique et oblige à se poser autant de question qu'il y a de chiffre dans la matrice.

3. L'analyse des interdépendances directes indirectes permet d'effectuer une hiérarchisation et une typologie des indicateurs.

Les sommes en ligne et en colonne des chiffres de la matrice fournissent un premier classement en fonction de la motricité (c'est à dire de la capacité à faire évoluer l'ensemble des variables du système) et de la dépendance (c'est à dire la sensibilité à l'évolution des autres variables intégrées à l'analyse) de chaque variable vis-à-vis de l'ensemble du système étudié. À l'aide d'une représentation graphique de ces résultats il est alors possible d'observer d'éventuels regroupements entre variables traduisant leur proximité d'intensité motrice, dépendante ou stratégique.

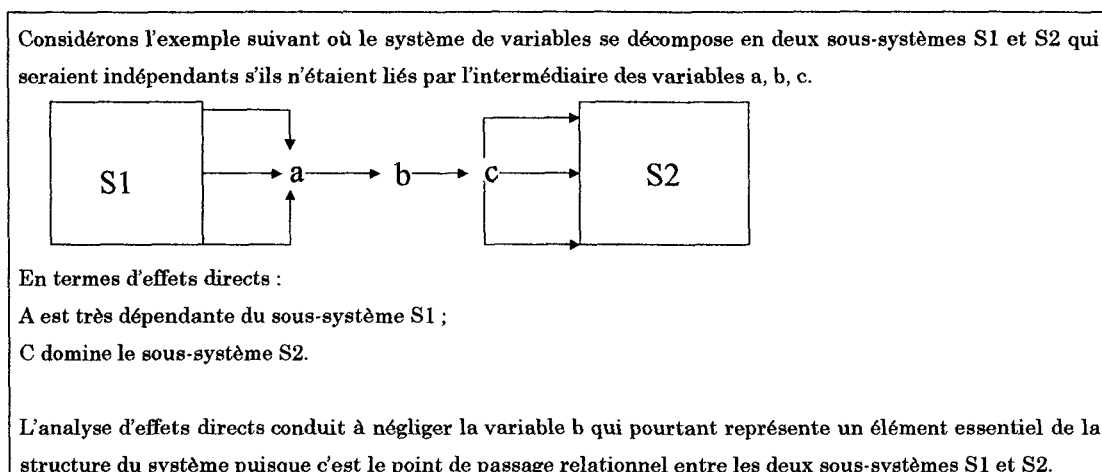
La visualisation des interdépendances indirectes nécessite, quant à elle, un traitement matriciel supplémentaire. En s'appuyant sur une propriété de la théorie des ensembles, indiquant que l'élévation d'une matrice à la puissance n permet de déceler des chemins de longueur n dans le système, nous élevons notre matrice en puissance afin de faire ressortir les chaînes d'influence et les boucles de rétroaction (feed-back).

Cette méthode d'analyse structurelle (appelée "Matrice d'Impacts Croisés, Multiplication Appliquée à un Classement" - M.I.C.- M.A.C[®].) permet un classement d'indicateurs en fonction de leur valeur stratégique. Cette dernière est représentée graphiquement, ce qui permet parfois de mettre en lumière le rôle de variables cachées (cf. exemple repris dans l'encadré).

Figure n°2.3.1.1.

Exemple d'impact indirect

Extrait de M. Godet 1991, p. 88.



1.2.2. Listage des variables

Dans un premier temps, nous repérons les variables intervenant dans la décision de coopération entre communes.

Parmi les variables, on trouve les économies d'échelles mais aussi certaines variables politiques et techniques.

Pour qu'il y ait intercommunalité, il faut que les communes y trouvent un intérêt commun. Cet intérêt est d'ordre économique (Capacité financière accrue : variable 11 ; obtention de subventions conditionnelles à l'intercommunalité : variable 10 ; économies d'échelles : variable 8). Il peut également être d'ordre politique lorsque le débat entre élus locaux peut apporter une réponse à un problème de localisation d'activités de traitement (variables 1 et 3).

Au cœur de la recherche d'une rentabilité financière des process (variable 9), l'amélioration des performances du service, notamment par l'augmentation des taux de valorisation (variable 7) et par le maintien d'une capacité de maîtrise de l'information (variable 2), peut également entrer en jeu dans les processus décisionnels. Cette logique reste, somme toute, proche de celle d'"économies d'échelle" puisque dans ce cas, les communes visent l'accès à certains gisements valorisables pouvant leur permettre d'améliorer la performance apparente de leur dispositif.

La liste des indicateurs retenus figure dans le tableau n° 2.3.1.1. Leur sélection résulte en partie d'entretiens semi directifs qui nous ont permis, à partir d'un premier recensement, d'effectuer un certain nombre d'agrégation et de suppressions.

Tableau n° 2.3.1.1.

Numérotation et libellé des variables sélectionnées

N°	Libellé des indicateurs
1	Entente politique entre les élus locaux
2	Existence d'un intérêt commun
3	Contournement des problèmes d'acceptation de localisation des équipements
4	Constitution d'une intercommunalité
5	Gisement de déchets
6	Dimension de l'unité de traitement
7	Taux de valorisation
8	Économies d'échelle
9	Rentabilité financière du processus
10	Subvention conditionnelle à une coopération
11	Capacité financière de la collectivité locale

I.2.3. Classement par l'analyse structurelle

Afin de classer les indicateurs, nous les avons mis en relation dans une matrice d'analyse structurelle. L'identification des impacts, de leur direction et de leur intensité s'est enrichie d'une synthèse de différentes publications et communications sur le sujet [A. LE BOZEC (1994), DIRECTION GÉNÉRALE DES COLLECTIVITÉS LOCALES (1998), AMORCE (1999) etc.] et d'entretiens avec des spécialistes de cette problématique (en particulier des élus locaux et des responsables intervenant auprès d'intercommunalités du Nord-Pas-de-Calais et d'autres régions comme l'Alsace, l'Île de France, le Languedoc-Roussillon ou encore la Franche Comté). Au final, la mesure des impacts directs nous donne les résultats suivants (Figure n°2.3.1.2.).

Figure n°2.3.1.2.

**Matrice d'analyse structurelle des facteurs moteurs et dépendants de
l'intercommunalité ⁵²**

Source : travaux personnel à partir d'entretiens et de sources multiples

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	MOTRICITÉ
1	Entente politique entre les élus locaux	0	2	3	3	0	0	0	0	0	0	0	8
2	Capacité de maîtrise de l'information	0	0	2	3	0	3	1	0	3	0	0	12
3	Contournement des problèmes d'acceptation de localisation des équipements	0	2	0	2	0	3	0	2	3	0	0	12
4	Constitution d'une intercommunalité	3	3	2	0	3	0	1	3	0	3	3	21
5	Gisement de déchets	0	0	1	0	0	3	1	3	2	0	0	10
6	Dimension de l'unité de traitement	0	0	3	3	1	0	2	3	3	0	2	17
7	Taux de valorisation	0	1	1	0	1	2	0	0	1	0	1	7
8	Économies d'échelle	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3
9	Rentabilité financière du processus	0	0	1	2	0	0	2	0	0	0	3	8
10	Subvention conditionnelle à une coopération	0	0	0	3	0	0	1	0	3	0	3	10
11	Capacité financière de la collectivité locale	0	0	2	0	0	1	1	0	0	0	0	4
	TOTAL DÉPENDANCE	3	8	15	16	5	12	9	11	18	3	12	112

Figure n°2.3.1.3.

Classement motricité-dépendance direct (ordre décroissant)

Source : résultats de la matrice d'analyse structurelle

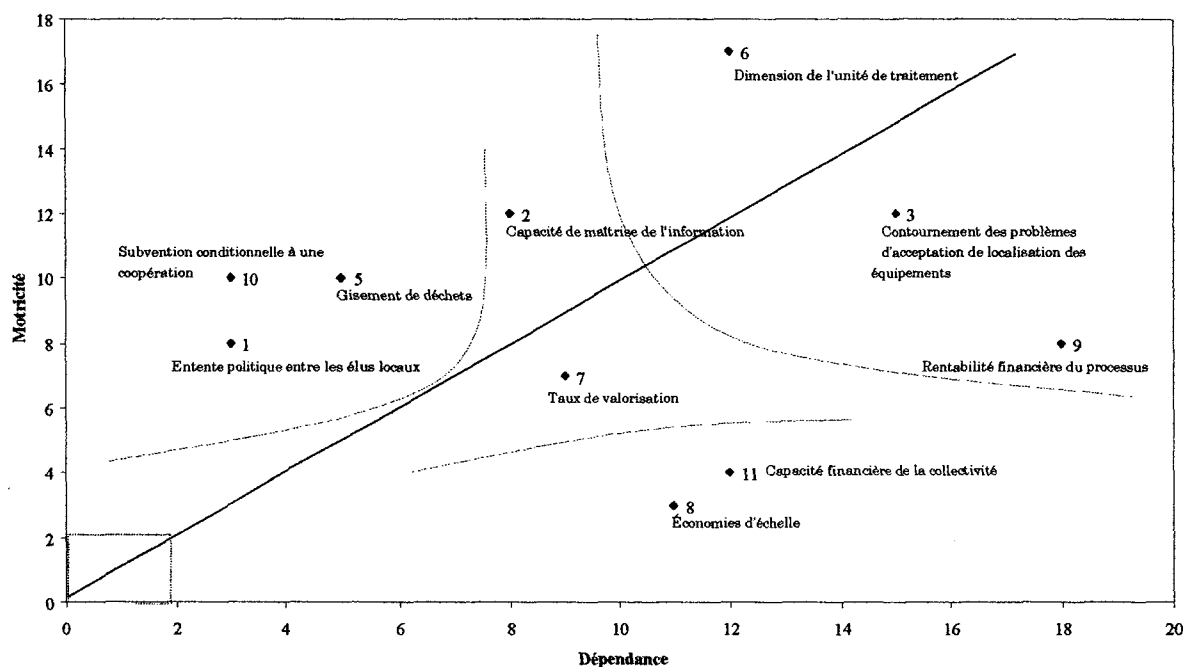
N° de variable	Motricité	N° de variable	Dépendance
4	21	9	18
6	17	4	16
2	12	3	15
3	12	6	12
5	10	11	12
10	10	8	11
1	8	7	9
9	8	2	8
7	7	5	5
11	4	1	3
8	3	10	3

⁵² Voir détail du traitement en annexe 2

Figure n° 2.3.1.4.

Plan motricité-dépendance, graphe des impacts directs

Source : Recherches personnelles



Ces résultats distinguent des variables à la fois motrices et dépendantes (les variables d'"enjeux", "instables" ou "stratégiques"), des variables purement motrices (les variables "motrices"), des variables purement dépendantes (les variables "de résultats" ou "sensibles"), des variables faiblement motrices et peu dépendantes (les variables "autonomes").

Parmi les variables motrices, on trouve tout d'abord le dimensionnement des unités de traitement (variable 6) et, dans une moindre mesure le gisement de déchets (variable 5), qui semblent représenter les déterminants principaux de l'intercommunalité. De façon peut-être moins évidente, les variables de contournement des effets de NIMBY (variable 3) et de capacité de maîtrise de l'information (variable 2) se placent également parmi les plus motrices de l'ensemble des facteurs étudiés.

Le graphe de motricité-dépendance montre ainsi que les variables directement motrices de la coopération intercommunale sont certes liées à l'optimisation de la taille des périmètres mais, également, à la prise en compte du comportement du citoyen.

Les dépendances directes les plus fortes concernent les variables financières (variables 9 et 11) et la variable sociétale n°3.

Le traitement de la matrice par MIC-MAC entraîne certains déplacements et modifie quelque peu ces premiers résultats.

L'élévation à la puissance n de la matrice d'analyse structurelle modifie les classements en ligne et en colonne jusqu'à $n=4$. À l'ordre 4, les points du graphe de

motricité-dépendance se stabilisent : les principaux déplacements peuvent ainsi être étudiés (Figures n°2.3.1.5. et n°2.3.1.6.).

De manière générale, les résultats du traitement de la matrice confirment en grande partie la première hiérarchisation des variables. On constate néanmoins un repositionnement de certaines d'entre elles :

- Variables à forte motricité indirecte ; variables 1 et 2.
- Variables à forte dépendance indirecte ; variables 5, 7, 8, 10 et 11
- Variables stratégiques révélées par le traitement MIC-MAC (gains en motricité et dépendance) ; variables 2, 3, 7 et, dans une certaine mesure, 11.

Les points du graphique sont répartis de façon assez uniforme sur l'ensemble du plan motricité-dépendance. Le système étudié semble donc à la fois ouvert vers d'autres systèmes externes (système politique et économique en particulier) et évolue en fonction de feed-back liés à la gestion de l'information (variable 2), au dimensionnement des unités de traitement (variable 6), aux données sociologiques (variables 3) et financières (variable 9).

Il convient de noter l'absence de variables autonomes (faiblement motrice et faiblement dépendante), ce qui confirme la pertinence de la présélection des indicateurs.

En résumé, le traitement par MIC-MAC fournit le classement suivant :

TYPOLOGIE	DÉFINITION [M. GODET (1991), P. 94]	NOM DES VARIABLES
Variables purement motrices	<i>Variables très motrices et peu dépendantes conditionnant le reste du système.</i>	1. Entente politique entre les élus locaux, 10 Subvention conditionnelle à une coopération.
Variables stratégiques	<i>À la fois très motrices et très dépendantes, ces variables sont par nature instables : « toute action sur ces variables aura des répercussions sur les autres et un effet retour sur elles-mêmes qui viendra amplifier ou désamorcer l'impulsion initiale ».</i>	2. Capacité de maîtrise de l'information, 6. Dimension de l'unité de traitement, 3. Contournement des problèmes d'acceptation de localisation des équipements, 9. Rentabilité financière du process.
Variables de résultat	<i>Peu motrices et très dépendantes, leur évolution s'explique par les variables purement motrices et stratégiques.</i>	11. Capacité financière de la collectivité 8. Économies d'échelle
Variables relais	<i>Moyennement motrices et dépendantes, elles sont généralement reliées directement à d'autres variables dont le classement est plus précis (motrices, dépendantes ou stratégiques)</i>	5. Gisement de déchets 7. Taux de valorisation

Figure n°2.3.1.5.
Principaux déplacements entre le classement direct et le classement indirect
de niveau 4 (traitement par MIC-MAC)

Source : travaux personnels

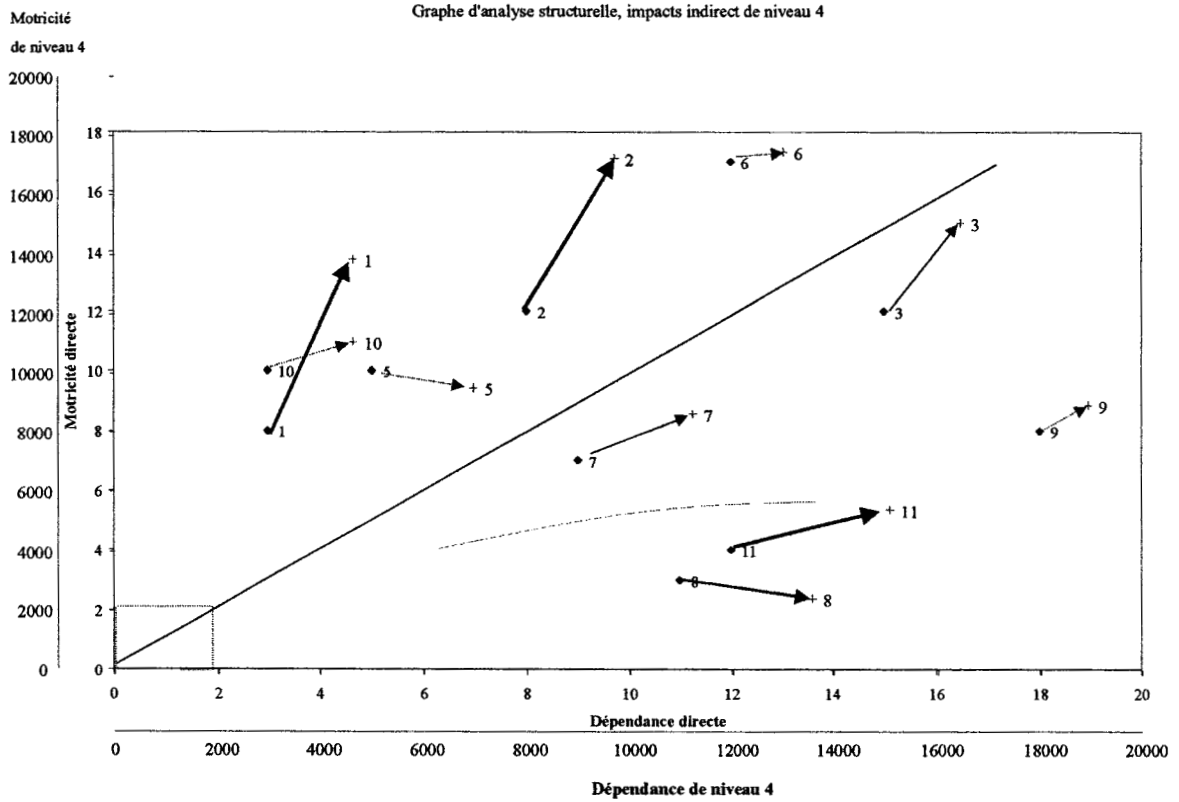
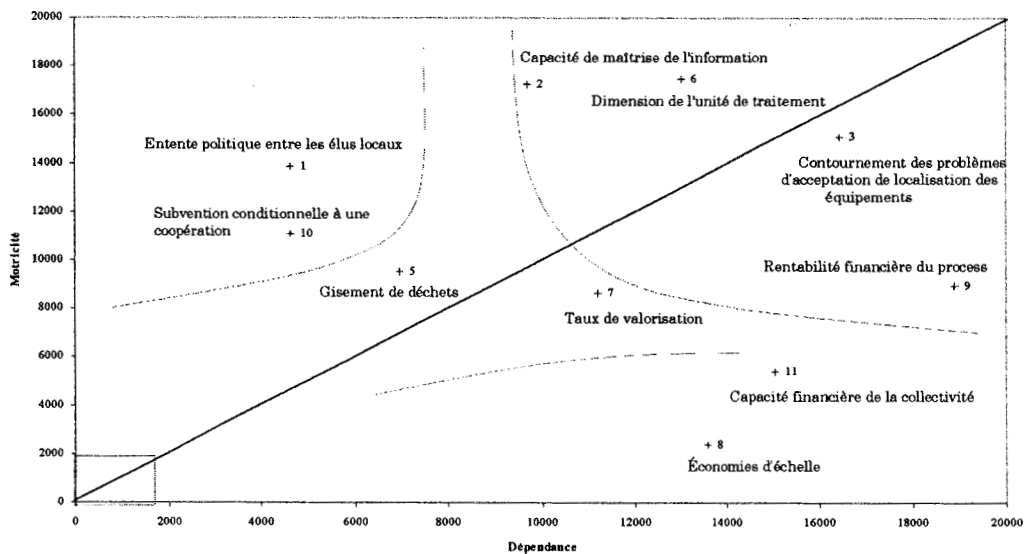


Figure n°2.3.1.6.
Plan motricité-dépendance, classement MIC-MAC de niveau 4

Source travaux personnels



L'analyse structurelle de la coopération intercommunale offre une synthèse de cette problématique. Le classement présenté ci-dessus peut être interprété de la manière suivante.

- Positionnement des variables technico-économiques n°5, 6, 8, 9, 11 :

L'accès aux gisements de déchets (variable 5) et le dimensionnement des unités de traitement (variable 6) représentent l'enjeu technique de la définition du périmètre intercommunal et conditionnent la rentabilité financière du dispositif (variable 9) et donc, de façon plus indirecte, la capacité financière de la collectivité (variable 11). L'accroissement des quantités collectées et de la capacité financière, autorisé par le regroupement intercommunal, élargit également les possibilités techniques en matière de collecte séparative. Le regroupement intercommunal permet un meilleur retour sur investissement, une diminution des durées de stockage des matériaux triés et des économies d'échelle en matières de tri et de traitement (variable 8).

- Positionnement des variables socio-politiques 1 et 3. :

La place motrice occupée par les variables politiques peut cependant poser certains problèmes d'adaptation de la taille des intercommunalités à l'optimum de l'offre de service public. On peut en effet se trouver dans la situation où les possibilités d'entente politique (variable 1) induisent un découpage territorial ne correspondant pas à l'espace optimal pour l'offre de service public.

En fonction du poids du vote écologiste et, plus généralement, des réactions affichées par les riverains face au projet d'implantation d'unités de traitement à proximité de leur habitation, l'acceptabilité locale de l'exploitation du service public peut varier sensiblement. Un élu d'une commune dans laquelle il est difficile d'accueillir un équipement produisant certaines nuisances aura donc intérêt à s'entendre politiquement avec le maire d'une autre commune sur laquelle cette implantation ne poserait pas de problème de réactions sociétales. À plus d'un titre, les possibilités d'entente politique entre les élus locaux (variable 1) sont donc essentielles à la coopération intercommunale.

La place stratégique occupée par la variable 3, correspondant à la recherche de contournement des problèmes d'acceptation de localisation des investissements, montre que cette contrainte d'acceptabilité des riverains risque de prendre le dessus sur les autres variables intervenant dans l'optimisation de l'implantation géographique des unités. Ainsi, les effets de la contrainte « politique » peuvent dépasser ceux liés à la recherche de minimisation des transports ou de raccordement aux réseaux électrique et de chauffage urbain (pour les UIOM avec récupération d'énergie).

Les variables motrices de la formation d'intercommunalités peuvent donc conduire à des structures organisationnelles n'autorisant pas l'optimisation de l'offre de service public. Cette conclusion corrobore le constat émis par le pré-rapport relatif à l'intercommunalité [Direction Générale des Collectivités Locales (1998), p. 61] : « *La logique d'application de lois qui n'ont pas intégré les préoccupations de lois préexistantes crée des vides juridiques ou des incertitudes d'interprétation : d'un côté la loi sur l'intercommunalité de 1992 n'a pas pris en compte spécialement les problèmes posés aux regroupements par la mise en œuvre de la compétence d'élimination des ordures ménagères, de l'autre, la loi du 13 juillet 1992 n'a pas tiré les conséquences en matière de périmètre d'organisation intercommunale des nouvelles contraintes financières imposées aux collectivités locales par la disparition de la mise en décharge d'ici 2002 et la généralisation du traitement par valorisation et incinération.* »

- *Positionnement de la variable 2 relative à la capacité de maîtrise de l'information.*

Comme dans toute organisation complexe, la disponibilité et les possibilités de traitement de l'information constituent des conditions essentielles à l'optimisation des dispositifs techniques. Or ces conditions sont à la fois motrices et dépendantes de la structuration intercommunale. Elles constituent donc un enjeu stratégique complexe et déterminant pour l'évolution des modes d'organisation du service public d'élimination des déchets.

Cette synthèse des déterminants de l'intercommunalité nous amène à approfondir plusieurs aspects de la problématique. Aussi reviendrons-nous sur la logique technico-économique de l'accès aux gisements et du dimensionnement des unités et sur les contraintes socio-politiques pouvant biaiser l'optimisation du service, notamment en diminuant la capacité de maîtrise de l'information sur les flux de déchets.

I.3. L'INTERCOMMUNALITÉ ET OPTIMISATION DE L'OFFRE

I.3.1. La recherche d'optimisation des capacités

Le principal intérêt économique de l'intercommunalité réside dans l'importance des économies d'échelle que permettent de meilleures capacités financières et un accès à des gisements de déchets plus importants.

Le poids économique des investissements nécessaires pour assurer l'obligation de service public des communes dépasse largement leurs capacités. En se regroupant, elles augmentent leurs moyens financiers et accèdent à des fonds supplémentaires, notamment de meilleures possibilités d'emprunts, certaines subventions proportionnelles aux dépenses ou/et conditionnelles à la coopération intercommunale.

Sur le plan technique, dans une situation où il est possible d'étendre géographiquement le service de collecte ou de traitement des déchets ménagers, le regroupement intercommunal permet d'accéder aux déchets produits par un ensemble large d'individus. Il augmente ainsi le gisement traité par le service public local, ce qui permet une diminution des coûts moyens jusqu'à un optimum social (correspondant au minimum des coûts nets privés et externes du service public).

Cette recherche d'optimisation justifie généralement la formation d'une intercommunalité pour chaque équipement ou groupe d'équipement utilisé. En effets, les différentes composantes du service n'ont pas une capacité optimale commune à l'ensemble des autres composantes. S'il est généralement recommandé d'adapter la capacité d'une solution de cogénération à un gisement potentiel supérieur à 80.000 tonnes/ans [P. BAJEAT, N. DELAROCHE (1996), p. 67], il n'en est pas de même pour les centres de tri dont la capacité se situera en dessous des 25.000 tonnes / an⁵³. Les communes vont donc se regrouper au sein d'une structure donnée ayant compétence « incinération » et vont adopter un autre regroupement pour leur collecte sélective. Selon cette logique, la complexification des modes de gestion risque d'induire une complexification des regroupements intercommunaux par superposition d'établissements dont les compétences s'imbriquent.

⁵³ On remarque en effet que les maîtres d'ouvrage s'orientent de plus en plus vers des centres de tri de taille plus limitée que celle des premières unités construites au début des années 90.

Parallèlement à ces mécanismes, à proximité de la capacité nominale des unités, on peut observer les résultats de négociations conduisant à des situations où l'équilibre est difficilement atteint et où l'exploitation de l'installation risque de se maintenir en sous capacité ou au contraire d'être en surcharge. Ces situations peuvent être formalisées en considérant ce que Le Bozec qualifie « d'effet d'attraction et de répulsion » [A. LE BOZEC (1994), p. 67].

1.3.2. La recherche d'optimisation des apports

Dans le cadre de la recherche d'optimisation des quantités traitées, les producteurs peuvent jouer sur le niveau des prix et exercer ainsi un effet *d'attraction* ou de *répulsion* sur les apports en centre de traitement.

L'effet d'attraction

L'effet *d'attraction* se définit comme un phénomène de saturation rapide des installations consécutif à l'annonce d'un prix initial particulièrement attractif. La proposition d'un prix initial bas attire les tonnages à traiter au risque de surcharger l'unité de traitement et d'en précipiter le renouvellement :

- PI est le prix proposé par l'offreur du service de traitement.
- P'1 est la limite supérieure du prix accepté par la collectivité locale en t1.
- Nom est la capacité nominale de l'unité de traitement.
- D1 est la fonction de demande de service ; $D1=f(P)$
- $D1'(P) < 0$
- O1 est la fonction d'offre du service de traitement
- Ga est gisement d'ordures ménagères de la structure intercommunale a
- Q est la capacité de traitement

Selon l'hypothèse de l'effet d'attraction, le prix proposé par l'offreur des services de traitement paraît acceptable ce qui crée un « effet d'attraction » sur les communes intéressées.

* $t=1$

En P'1 le gisement réel est égal à G1 et la demande de capacité de traitement est égale à Q1.

$$Q1 - G1 = S1$$

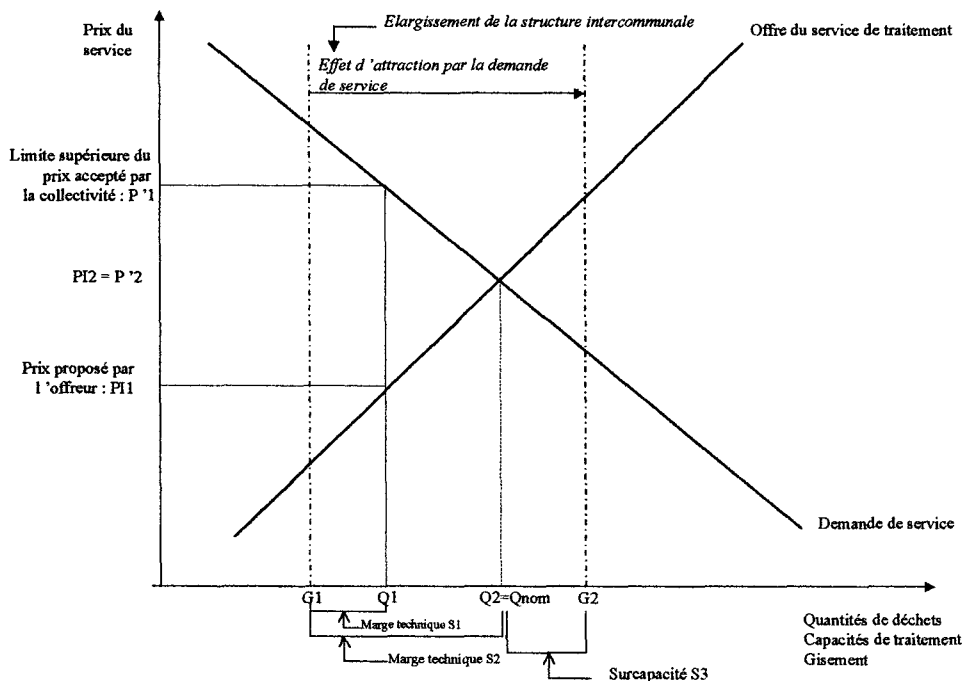
S1 : marge technique demandée par la collectivité en P'1

PI1, le prix proposé par l'offreur, est inférieur au prix « acceptable » par la collectivité (P'1). Le prix réel est donc inférieur au prix d'équilibre de la collectivité. Le nouveau prix d'équilibre passe donc à P'2=PI2

Figure n°2.3.1.7.

Effet d'attraction par la demande de service

Représentation personnelle d'après la définition d'A. Le Bozec (1994)

* $t=2$ À l'équilibre, $PI2=P'2$.

En $P'2$, le croisement des courbes d'offre et de demande établissent la capacité nominale de l'UIOM à $Q2$. La sous-exploitation de l'unité ($S2 = Qnom - G1$) est exprimée par la différence entre $Q2$ et $G1$. Cette sous exploitation résulte de la faiblesse du prix proposé par l'offreur : le faible niveau du prix négocié a poussé la collectivité locale à surdimensionner son unité de traitement (car $S2 > S1$).

* $t=3$

Le prix attractif proposé par l'offreur incite les communes voisines à adhérer à la structure intercommunale. Le gisement de déchets passe de $G1$ à $G2$.

Deux cas de figure :

1. $G2 < Qnom$ $Qnom - G2 = S3 > 0$ $S3 < S2$: Le gisement s'approche de la capacité nominale de l'unité de traitement.2. $G2 > Qnom$

$Qnom - G2 = S3' < 0$: Le gisement collecté dépasse la capacité nominale de l'unité de traitement.

La volatilité des gisements rend ce dernier scénario plus probable. La surcharge des installations tend à en diminuer la durée de vie et peut imposer une hausse de leur dimensionnement (quand celle-ci est techniquement possible). Dans tous les cas, l'effet d'attraction joue sur les coûts à long terme et tend à diminuer les gains recherchés par l'organisation de regroupements intercommunaux.

Effet de répulsion

L'effet de répulsion se définit par le maintien d'une unité de traitement en surcapacité consécutif à la proposition d'un prix initial trop élevé. Il se traduit soit par une révision du dimensionnement à la baisse, au risque de remettre en cause la faisabilité technico-économique de l'installation, soit par la recherche d'un élargissement intercommunal devant permettre une baisse suffisante du service facturé.

Selon l'hypothèse de l'effet de répulsion, les communes trouveront le prix qui leur est proposé trop élevé : $PI1 > P'1$.

*t=1

$PI1 > P'1$: Le prix proposé est supérieur à la limite acceptable pour la commune.

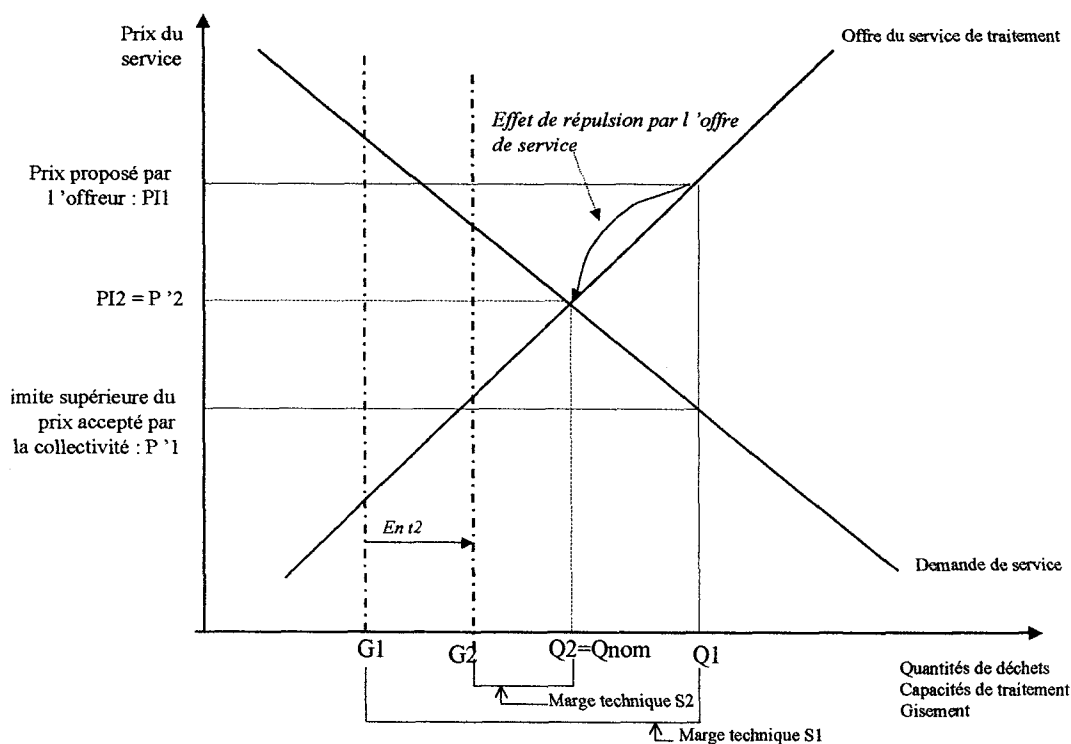
$Q1 - G1 = S1$ marge demandée par la collectivité locale au prix $PI1$

Le dimensionnement de la filière devra être revu à la baisse : nous passons de $Q1$ à $Q2$

Figure n°2.3.1.8.

Effet de répulsion par l'offre

Représentation personnelle d'après Le Bozec (1994)



*t=2

$PI2 = P'1$

$Q_{max} = Q2$.

La baisse du prix rend la filière plus attractive, les communes avoisinantes décident d'adhérer à la structure intercommunale : le gisement passe de $G1$ à $G2$.

*t=3

$Q2 - G2 = S2$

S2<S1 : le gisement est moins éloigné des quantités nominales, l'intercommunalité se rapproche de l'optimisation des apports ce qui entraîne une diminution du coût moyen de traitement.

Cette stratégie est souvent employée par les opérateurs privés qui veulent amortir leurs équipements en approchant l'exploitation de sa capacité nominale. Le recours croissant à la délégation du service public devrait renforcer cette tendance en recherchant un accès à des gisements importants.

Il convient cependant de souligner le fait que nous nous sommes limités ici aux coûts du *traitement* des ordures ménagères. Le raisonnement est également vrai pour les centres de tri, cependant, si l'on considère la deuxième composante financière, les coûts de collecte, l'existence d'économies d'échelle n'est plus aussi évidente (*cf. supra* et P. KEMPER & J. QUIGLEY (1976)).

En fait, la minimisation des coûts de collecte est plus liée au rapport entre la charge collectée et la surface desservie. Elle dépend de la géographie de l'intercommunalité et entre donc également en ligne de compte dans le mécanisme de son optimisation.

Plus encore que l'ensemble des effets exposés ici, retenons qu'à chaque partie des processus correspond un niveau de desserte optimal, qu'il soit lié à l'accès aux gisements, à l'optimisation des capacités de traitement ou encore au tonnage par kilomètre.

I.4. LES CONSÉQUENCES DE CES LOGIQUES SUR L'EFFICACITÉ DU SERVICE

I.4.1. Les problèmes d'imbrication des regroupements

Comme nous l'avons vu, en visant un meilleur retour sur investissement et le bénéfice d'économies d'échelle, le regroupement intercommunal vise à permettre l'optimisation des schémas de collecte, de tri et de traitement. Le problème auquel sont confrontés les élus locaux, est alors celui des compétences de chaque regroupement.

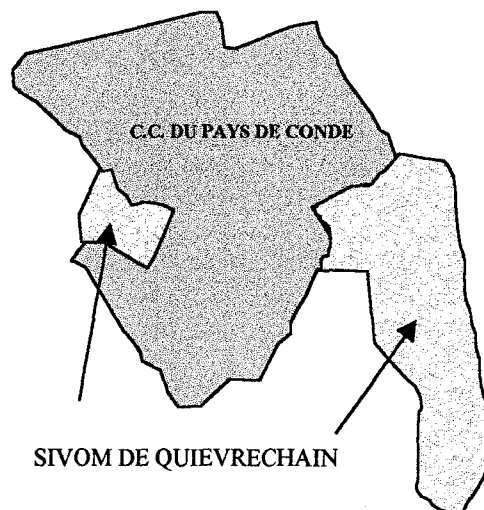
Sachant que chaque unité de traitement requiert un niveau de desserte optimal, la complexification des flux de déchets s'accompagne, presque mécaniquement, d'une complexification des regroupements.

Ainsi, en étudiant les flux de déchets collectés et traités sur l'agglomération de Valenciennes [JF. VEREECKE (1996), annexes], nous avons été confrontés à des problèmes d'imbrications d'intercommunalités rendant l'analyse des données locales extrêmement délicate. Divisé en plus de dix structures intercommunales de compétences diverses, le service public opérant sur l'agglomération est administré de façon complexe et détachée de la géographie des espaces gérés. Certains établissements sont séparés géographiquement en plusieurs zones non mitoyennes. C'est le cas par exemple du SIVOM de Quivrechain, séparé en deux par la communauté de communes du Pays de Condé (Figure n°2.3.1.9).

Figure n°2.3.1.9.

**Exemple d'intercommunalités séparées en zones non mitoyennes :
la communauté de communes du Pays de Condé et le SIVOM de Quivrechain**

Sources préfectorales, cartographie personnelle.



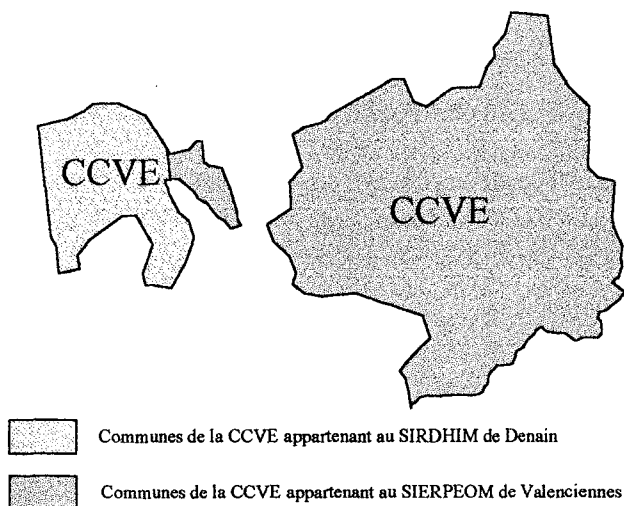
De tels découpages territoriaux peuvent résulter de l'opposition d'opinions politiques entre élus locaux et peuvent aller à l'encontre de leurs objectifs technico-économiques. Dans le cas d'intercommunalités ayant compétence « collecte », l'absence de coordination entre les EPCI crée une contrainte géographique limitant les possibilités de minimisation des parcours de ramassage.

D'autres cas réunissent sur une même intercommunalité ayant compétence « collecte », deux ensembles de communes adhérant à deux établissements différents ayant compétence « traitement ». C'est le cas par exemple de la communauté de communes de la Vallée de l'Escaut dont trois communes adhèrent au SIRDHIM de Denain et seize autres au SIERPEOM de Valenciennes (cf. Figure n°2.3.1.10.).

Figure n°2.3.1.10.

Exemple d'imbrication intercommunale : la C.C. de la Vallée de l'Escaut

Source préfectorale, cartographie personnelle

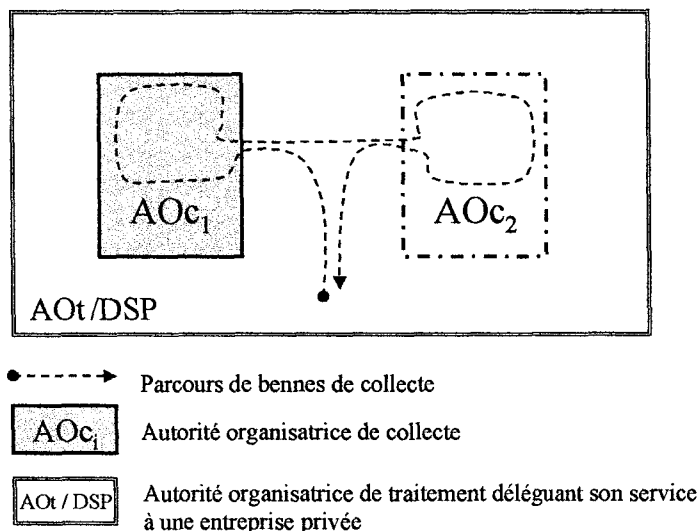


Enfin, plusieurs autorités organisatrices de collecte adhèrent à un même établissement ayant compétence « traitement » et dont le service est délégué à une société privée (cf. figure n°2.3.1.11.).

Figure n°2.3.1.11.

Imbrication d'intercommunalités et parcours de collecte

Représentation personnelle



Dans ces conditions, le parcours des bennes ne respecte plus le découpage administratif du territoire. Les déchets collectés sur les différentes intercommunalités sont donc mélangés et transportés vers les deux unités d'incinération gérées par deux

intercommunalités distinctes. La facturation du service s'effectue alors par péréquation des charges et ventilation entre les communes.

D'autres cas de figures tout aussi complexes peuvent apparaître. Ils impliquent des établissements intercommunaux dont le statut juridique doit en théorie permettre la détermination de l'exercice des différentes compétences. Le pré-rapport relatif à l'intercommunalité [DIRECTION GÉNÉRALE DES COLLECTIVITÉS LOCALES (1998), p. 62] propose l'exemple suivant :

Une communauté de communes regroupe 18 communes différentes parmi lesquelles ;

7 font partie d'un SICTOM de 15 communes ayant compétence traitement,

4 font partie d'un SIVOM de compétence collecte et traitement, regroupant 12 communes et étant en mesure d'instituer la TEOM ou la REOM,

2 font partie d'un SIVU de collecte regroupant 8 communes.

Dans l'exemple proposé, les compétences restent acquises aux syndicats préexistants. La communauté de communes n'exerce donc ses compétences que pour les 5 communes qui n'appartiennent à aucune autre structure intercommunale. Malgré la forte complexité et l'opacité du service offert dans un tel schéma, la loi n'interdit pas la perception de la TEOM dans ces cas de superposition de périmètres.

Partant de ces constats, il est possible de montrer que ces modes d'organisation peuvent induire d'importants problèmes de maîtrise de l'information nécessaire à la garantie d'un service efficace et équitable.

I.4.2. Gestion de l'information et problèmes d'efficacité

Partons du principe simple selon lequel plus incertaine est la tâche, plus élevée doit être l'information à traiter afin d'atteindre un certain niveau de performance [J. GALBRAITH (1973)]. Dans le cas des déchets ménagers, cette performance sera déterminée par la faculté qu'ont les organisations à assurer un service efficace (en termes de rapport coût-efficacité) et équitable (répondant aux exigences du service public).

L'incertitude est mesurée par la différence entre l'information requise et l'information disponible.

Les informations nécessaires à l'optimisation des schémas de collecte et de traitement des déchets font essentiellement appel à un suivi plus ou moins précis des inputs (déchets produits par les ménages) et des outputs des différentes unités mises en œuvre au sein des filières opérationnelles (sorties de centre de tri, résidus d'incinération...). Avec la complexification des flux, induite par la gestion séparative des déchets, le nombre de données nécessaires à ce suivi augmente considérablement. En parallèle, les autorités organisatrices doivent rechercher des possibilités d'économies d'échelle afin d'acquérir une taille suffisante pour pouvoir assurer un apport minimal en centre de tri. Or plus l'espace intercommunal augmente, plus l'information nécessaire au suivi des flux est coûteuse. En effet, l'élargissement des territoires desservis par le service de collecte sélective implique :

– Une augmentation des coûts liés aux ressources tampons⁵⁴ (centres de transit, stockage en centre de tri, risque de détérioration des matériaux stockés...).

⁵⁴ Les ressources "tampons" (concept repris de la théorie de la rationalité limitée de H.A. SIMON) sont des ressources telles que les délais de livraison, les stocks, la sous-utilisation du personnel, qui permettent – pour un certain coût – de réduire l'information requise.

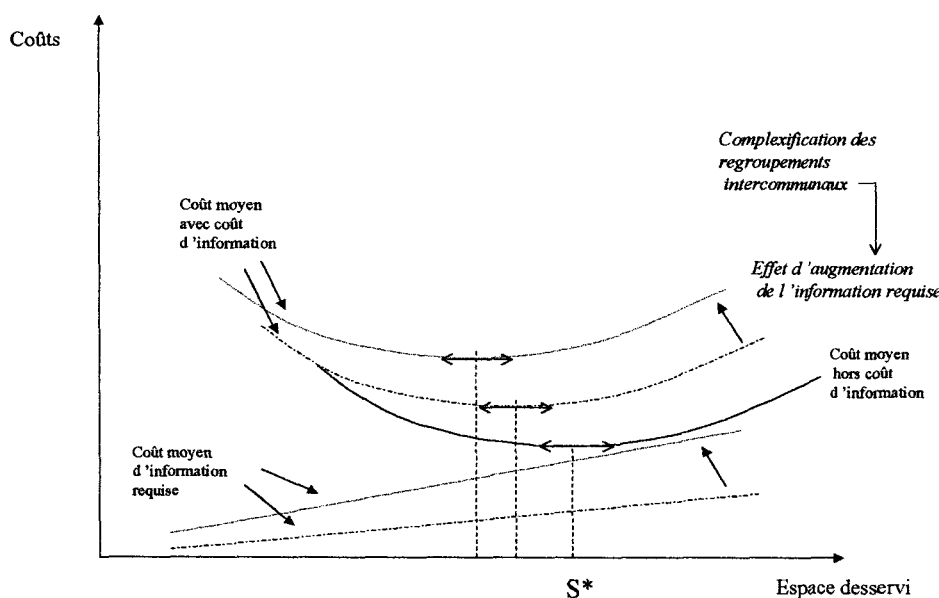
_ Une consolidation des systèmes d'information notamment pour le suivi de la qualité du tri (formation des rippers, contrôle qualité, "ambassadeurs du tri", gestion de bases de données...).

_ Un renforcement des relais entre les maires des communes desservies, l'opérateur de la collecte, la ou les structures intercommunales (organisation de journées de travaux, "assises des déchets",...).

Figure n°.2.3.1.12.

Effet de l'augmentation des coûts d'information requise sur l'optimisation de l'espace desservi par le service

Représentation personnelle



Si l'élargissement du territoire desservi s'accompagne du maintien des anciennes structures administratives, il se traduit par une multiplication des imbrications d'intercommunalités. Outre une augmentation des coûts de gestion (à cause de la redondance des territoires gérés), ces imbrications entraîneront une complexité croissante des données à maîtriser et donc une hausse du coût des informations requises. En observant graphiquement ces mécanismes, on comprend aisément que l'augmentation de la complexité des imbrications de compétences intercommunales implique un éloignement de la situation de desserte optimale (point S^*) et donc une perte globale de performance du service (graphe n°2.3.1.12).

1.4.3. Une conséquence de la non-maîtrise des informations sur les flux : les effets de débordement

L'adhésion de nouvelles communes à une entité (a) nécessitera un nouveau calcul des financements du service. Les problèmes posés par la complexité des péréquations peuvent alors induire des *effets de débordement* par un simple apport de déchets d'une entité a1 à une entité a2.

Les *effets de débordement* sont les traductions les plus fréquentes des problèmes d'équité en matière de gestion des déchets au sein d'une même structure intercommunale. Ils correspondent à des situations de non-équivalence fiscale dans lesquelles les utilisateurs bénéficient d'un service sans y apporter de contribution financière. Apparaissant lorsqu'il existe des interdépendances spatiales entre groupes, sans correspondance entre le groupe des payeurs et le groupe des bénéficiaires, ces effets de débordement peuvent être assimilés à certains effets externes tels que les décrit Catin (1985, p. 422), ceux-ci naissant " *du fait que l'aire d'influence des services publics est plus large que l'aire juridique de compétence de l'autorité qui les met en œuvre* ". Considérons quelques exemples illustratifs de cette définition.

Un premier exemple nous est donné par les collectivités mettant en place une collecte dont la fréquence est trop faible (ou des récipients de capacité trop faible). Devant l'abondance de ses résidus, l'usager qui ne dispose pas de point de regroupement de ses déchets sur son trajet habituel, aura tendance à les déposer sur le point de regroupement d'une collectivité voisine. Ainsi, son action entraînera un déplacement des nuisances (externalités négatives) et des charges financières en direction d'une collectivité ayant une gestion des ordures ménagères plus complète. De tels effets de débordement pourront également être observés lorsque le type d'habitat de l'usager induit une limitation de sa présence (par exemple en résidence secondaire). Retenons que, dans la plupart des cas, les effets de débordements seront liés à l'inégalité des prestations entre deux collectivités voisines.⁵⁵

Dans d'autres cas, si le syndicat laisse les communes choisir leur propre type de récipient et organiser leur schéma de collecte, on pourra trouver certains déséquilibres - facteurs d'iniquité - au niveau des communes *d'un même syndicat*. Les mêmes situations que celles décrites plus haut pourront donc exister à une échelle inférieure à la structure intercommunale. En général, il est vivement conseillé aux EPCI d'adopter une offre de service identique sur l'ensemble de leur territoire.

Plus fréquemment, l'on rencontre des cas où les déchets d'un syndicat sont expédiés vers des installations d'une autre structure ou d'une commune voisine (avec son accord). Dans ce cas, les problèmes d'équité se rencontrent essentiellement au niveau des riverains qui réagiront de façon de plus en plus hostile en raison des nuisances accentuées. L'internalisation sera en général imparfaite, ce qui ne fera qu'aggraver ces réactions.

Ces phénomènes pourront se manifester aussi bien à l'intérieure d'une entité, s'il n'y a pas harmonisation totale des procédés (bac, fréquence etc.), qu'entre deux entités, parfois avec l'accord de l'entité réceptrice si elle vise le traitement en quantité nominale. Ce dernier cas entraînera un effet négatif sur la qualité environnementale en a2

⁵⁵On rencontrera également des situations plus ennuyeuses se traduisant par la formation de décharges sauvages dans la collectivité voisine, cette dernière ayant à payer le prix du nettoyage.

(nuisances auditives et olfactives). Les effets de débordement seront inversement proportionnels à la superficie S de l'entité.

De manière empirique, les travaux du CEMAGREF sur les régions de Bretagne et Pays de Loire ont montré qu'il existait une tendance aux mouvements de la périphérie vers la ville centre [A. LE BOSEC (1994)]. Ces mouvements traduisent une consommation en ville centre et donc une production de déchets issue de la périphérie, d'où un report des charges vers le centre. Ce report a conduit certaines agglomérations à baser le financement du service sur une structure administrative élargie (district)⁵⁶.

Dans nos travaux, nous avons pu observer d'importants effets de débordement à proximité de grosses unités industrielles. Les zones fortement industrialisées attirent quotidiennement une population non résidente qui peut profiter en partie du service d'enlèvement de la zone d'accueil des entreprises. Un exemple frappant nous est donné par la ville d'Arques dont la cristallerie attire l'apport volontaire des déchets de verre des 11.000 salariés qu'elle emploie. Ces apports modifient sensiblement les statistiques de captage affichées pour la population (normalement) desservie par le système d'apport volontaire et biaisent ainsi toute évaluation quantitative du dispositif (nous verrons quelques exemples empiriques en seconde partie).

Les effets de débordement ne sont qu'une illustration de la problématique posée par l'enjeu d'une qualité de l'information sur les flux de déchets. Bien d'autres problèmes peuvent se poser. Certains ont été évoqués, d'autres pourront être mis en lumière par notre étude empirique. Dans la grande majorité des situations rencontrées, la complexification des structures intercommunales a fait émerger un certain nombre de biais à la maîtrise de l'information et donc à l'optimisation des dispositifs. Comme le montrent ces quelques réflexions, l'intercommunalité constitue une condition nécessaire pour assurer l'offre de service d'élimination dont les conséquences sur la transparence des flux et des coûts sont loin d'être négligeables. La complexité croissante des dispositifs de collecte-valorisation-traitement conduit de plus en plus de collectivités à remettre en cause l'unicité du service public. Afin d'optimiser le dimensionnement et l'exploitation de leurs équipements, celles-ci doivent en effet adapter les compétences des EPCI aux différents périmètres des fractions du service. Sur le terrain, les seuls cas de maintien d'une compétence unique se limitent aux quelques communes utilisant une décharge communale, aux communautés urbaines (dont l'élimination des déchets fait partie de leurs compétences obligatoires) et à quelques districts et communautés de communes qui en ont fait le choix pour des raisons de cohérence [AMORCE – CABINET MATHARAN (1998), p. 11]. Dans la grande majorité des cas, la collecte et le traitement sont effectués par des collectivités différentes. Cette séparation se justifie économiquement par les différences de taille de population à desservir et par la transparence qu'offre la distinction du coût de collecte, d'une part et de traitement, d'autre part. Avec le développement des collectes séparatives, les groupements de communes s'orientent vers un plus grand fractionnement des compétences et une superposition des périmètres de desserte. La cohérence de la structuration organisationnelle de ces regroupements est essentielle à la maîtrise de l'information nécessaire à l'optimisation du service et à l'équité de son mode de financement.

L'analyse du domaine de la délégation du service public vient confirmer et compléter ces observations

⁵⁶C'est le cas des villes de Rennes, Lorient, Vannes, et Nantes.

II. Délégation du service public (DSP) et asymétrie d'information

Dans le secteur des déchets ménagers, la liberté d'établissement est limitée par le fait que le droit français considère la commune comme "l'autorité compétente chargée de la mise en œuvre" de l'obligation de collecte spécifiée dans la directive du 15-7-75. Cette limite d'accès au service n'interdit pas pour autant la délégation de parties du service à des prestataires privés. Les collectivités, qui ont la possibilité de choisir entre la gestion directe (en régie), les marchés publics et la délégation du service public sont exposées à une problématique difficile car juridiquement complexe et serrée du point de vue de la négociation contractuelle. Les intérêts indiscutables qu'offre la gestion déléguée (autant sur le plan financier que du point de vue du « savoir-faire » et de la maîtrise des technologies) ne doivent pas cacher certains risques pouvant aller à l'encontre d'un service public optimal.

Dans ce paragraphe, nous montrons que ces risques sont avant tout d'ordre informationnel et cognitif. Relevant de l'asymétrie d'information, ils peuvent induire des phénomènes d'entropie au niveau de l'accès aux données internes et externes à l'organisation et permettre aux opérateurs la capture de quasi-rentes.

II.1. LES FORMES JURIDIQUES DE DÉLÉGATION.

II.1.1 Cadre légal

La délégation de service public - à distinguer du marché public⁵⁷ - peut être définie par ses trois objets principaux [J-F. AUBY (1997), p. 44]:

- confier à une entreprise extérieure le soin de gérer une activité de service public :
 - * Le cas échéant en assurant la maîtrise d'ouvrage des travaux et investissements nécessaires au service,
 - * Le cas échéant également en assurant le financement de ces travaux.
- assurer la responsabilité du fonctionnement du service, par l'entretien d'une relation directe avec l'utilisateur et par la perception des redevances auprès d'eux ;
- le tout dans une durée significative, liée aux investissements à amortir et au niveau du risque pris par l'exploitant.

La délégation de service public relève de la loi du 29/01/93, dite loi Sapin, complétée par la loi Barnier du 02/02/95. Ce nouveau cadre législatif précise les points suivants [S. SCHNEIDER, (1995)] :

⁵⁷ Dans le cas d'un marché public, la collectivité construit elle-même l'équipement et le fait exploiter par une entreprise. Elle passe un marché public de construction, puis un marché public d'exploitation.

- les conventions de service public, en matière de déchet, d'eau potable et d'assainissement, ont une durée limitée à 20 ans. « *Sauf examen préalable par le trésorier - payeur général des justificatifs de dépassement de cette durée* » ;
- la durée de délégation peut être prolongée pour réaliser des « investissements matériels » non prévus au contrat initial (depuis la loi du 8 février 1995 modifiant la loi SAPIN) ;
- le droit d'entrée est interdit dans le domaine de l'eau potable, de l'assainissement et des déchets ménagers ou autres ;
- une procédure simplifiée de mise en concurrence peut être accordée dans les trois cas suivants :
 - * lorsque la loi institue un monopole au profit d'une entreprise ;
 - * lorsque le service est confié à une entreprise publique et qu'il correspond à ses statuts ;
 - * lorsque le montant des sommes dues au délégataire ne dépasse pas 700.000 francs pour toute la durée de la convention, ou 450.000 francs par an si la convention dure moins de trois ans.

Le préfet peut suspendre un contrat de délégation de service public pendant un mois. Il exerce ainsi un contrôle accru de la légalité des délégations de service public conclues par les collectivités locales.

Le délégataire doit adresser, chaque année, au maire ou au président du groupement de communes, un rapport comptable et une analyse des services fournis. Ce rapport doit être mis également à disposition du public.

Le Conseil National de la Concurrence peut intervenir en cas d'ententes illicites lors de l'attribution d'un contrat.

II.1.2 Formes de contrats et modes de rémunération

Avant que la loi d'orientation du 5 janvier 1992 relative à l'administration territoriale de la république n'introduise la notion de délégation de service public, deux types de contrats pouvaient être envisagés pour la réalisation d'une activité de service public : la concession et l'affermage.

Dans le cas de la concession, l'entreprise fait l'avance des frais d'investissement et du fonds de roulement de l'exploitation. Il exploite le service de manière autonome et perçoit directement les redevances de l'exploitation du service.

L'affermage est assez proche de cette formule à ceci près que le "fermier" exploite à ses risques et périls un service déjà existant.

La concession implique une gestion au risque et péril de la personne privée, un paiement par l'usager et l'avance des frais de premier établissement par le concessionnaire. Le concessionnaire fait l'avance des frais d'investissement et du fonds de roulement de l'exploitation, il exploite le service de manière autonome à ses risques et périls et perçoit directement les redevances de l'exploitation du service [E. VITAL DURAND (1994)]. Dans le cas de la collecte et du traitement des déchets, le paiement direct par l'usager à l'entreprise nécessite le respect de trois conditions [AMORCE – CABINET MATHARAN (1998), p. 18] :

- l'établissement concédant doit avoir la compétence collecte et traitement,
- il doit avoir institué la REOM,

- le recouvrement de la redevance doit être délégué au concessionnaire ou au fermier.

Dans les faits, ces conditions n'étant jamais réunies, les contrats de concession ou d'affermage ne sont pas praticables.

La notion de délégation de service public est encore très mal définie par le droit français, si bien que seule la jurisprudence permet d'étendre cette qualification à d'autres types de contrats. À ce jour, ces contrats, qui ne peuvent être clairement rattachés à la catégorie des marchés publics ou à celle de la DSP, seraient les suivants :

La régie intéressée ;

Le *régisseur* prend en charge la gestion du service pour le compte de la collectivité moyennant une rémunération proportionnelle au chiffre d'affaires. Dans ce cas, la collectivité conserve l'essentiel des risques, le régisseur ne supportant que ceux liés à l'intéressement.

La gérance ;

Le service public est confié à un *gérant* qui en assure l'exploitation avec son personnel. Sa rémunération est forfaitaire. Les investissements sont pris en charge par la collectivité, qui conserve la maîtrise générale du service et en assume les risques (sauf dispositions contractuelles spécifiques : voir JF. AUBY (1997), p. 69).

Le marché d'entreprise de travaux publics (METP) ;

Créé par la jurisprudence, le METP comprend deux marchés, un marché de travaux pour la construction de l'équipement et un marché d'exploitation. L'entreprise finance les travaux et perçoit de la collectivité une redevance annuelle correspondant à l'amortissement des investissements, aux frais financiers et au coût net d'exploitation de l'équipement. La « doctrine administrative » considère que les METP relèvent du Code des Marchés Publics [JF. AUBY, p. 71].

Le bail emphytéotique administratif (BEA) avec convention d'exploitation non détachable ;

La collectivité confie à l'*emphytéote* la conception, la réalisation, le financement, l'exploitation et l'entretien de l'installation. En fin de contrat, les ouvrages reviennent à la collectivité. La convention d'exploitation non détachable définit les conditions techniques et financières d'exploitation du service. C'est en fonction de cette convention que le contrat pourra ou non être qualifié de délégation de service public [AMORCE – CABINET MATHARAN (1998), p. 21].

La complexité des formules contractuelles impose aux collectivités d'effectuer leurs montages juridiques en fonction de critères multiples répondant aux exigences :

- de partage équitable des charges et des risques,
- de distribution rationnelle des responsabilités,
- de cohérence juridique (éviter les asymétries contractuelles),
- de contrôle administratif, comptable et juridique des missions déléguées.

II.2. LES MOTIVATIONS DE L'APPEL AU PRIVÉ

Depuis les années 80-90, la contractualisation prenant la forme d'une délégation des services publics locaux connaît un développement rapide et une extension vers un nombre croissant de secteurs d'activité. Ces contrats s'articulent autour de trois critères essentiels [JP. GODIN (1997)] :

1. L'existence d'une discussion pour partie officialisée autour d'un objectif commun.
2. La constitution d'un calendrier de réalisation précis.
3. La contribution coopérative de moyens plus ou moins équilibrée selon les signataires.

Ce mode de gestion qui, au début des années 80 concernait plutôt les villes de droite désireuses l'employer comme " antidote " à la socialisation de l'économie et de la société [G. TERNY (1990)] a dépassé les clivages politiques pour se développer aussi bien au sein des services administratifs que des services public industriels et commerciaux (SPIC). En 1988, 57,8 % des municipalités de gauche contre 62,3% des municipalités de droite ont recours à la délégation de services publics. L'argument politique ne constitue donc plus un facteur d'influence dans cette problématique.

En 1995, 24,6Mds F, soit 52,6% des dépenses courantes de gestion des déchets des collectivités locales faisaient l'objet d'une gestion déléguée⁵⁸. Les données de l'IFEN nous montrent en outre l'importance relative de la délégation du traitement :

Tableau n°2.3.2.1.

Répartition régie directe - entreprises privées en 1992.

Données en pourcentage du poids traité ou de la population desservie. Source IFEN, données de l'environnement - Gestion des déchets ménagers 1994.

	Régie directe	Entreprise privée
Collecte	55%	45%
Traitement	20%	80%

Les principaux intérêts de la délégation résident dans les avantages financiers, la distribution de la charge des risques et le bénéfice d'un « savoir-faire » technico-économique que les entreprises sont susceptibles d'apporter.

II.2.1. Motivation financière de la délégation de service public

Sur le plan financier, la délégation offre à la collectivité la possibilité de trouver des préfinancements pour la réalisation d'équipements, voire la concession des dépenses d'investissements et des risques liés à leur exploitation (dans le cas d'une concession de service public).

Dans le domaine de la gestion des déchets ménagers, l'importance de certains investissements ont rendu prohibitif les coûts d'accès au marché. La loi de 94 sur l'incinération entraîne une multiplication des coûts de traitement par deux, or les finances des collectivités locales sont en baisse. D'après les objectifs des premiers plans départementaux, la mise en place des nouveaux modes de traitement nécessiterait un investissement global de 60 Milliards de Francs. Le recours au privé peut donc être

⁵⁸ Source IFEN, données de l'environnement n°27, 1997.

motivé par l'importance des sommes estimées. En effet, le principal intérêt de la délégation réside dans le fait d'acquiescer un ouvrage sans avancer le moindre centime, ce qui est strictement impossible dans le cadre d'un marché public (article 350 du Code des Marchés Publics).

II.2.2 Partenariat public-privé et prise en charge du risque.

L'appel au privé pour la délégation d'une partie du service de traitement implique un transfert des risques liés aux investissements de longue période. C'est le partage du risque qui crée le partenariat public privé. Ceux-ci doivent donc être évalués et leur prise en charge répartie de façon équilibrée. L'encadrement juridique, les données techniques et les procédures de coordination entre les acteurs produisant et utilisant les équipements mis en œuvre, sont à la base de cette répartition.

Sur le plan *juridique*, le caractère inaliénable du domaine public interdit toute cession des équipements et des biens liés au service public. La gestion des déchets, en tant que service public, entre donc dans le champ de cette interdiction, ce qui confère aux communes et à leurs regroupements, l'intégralité des droits de propriété sur les investissements mis en œuvre. Selon C. Defeuilley (1996, p. 48), cette disposition réglementaire rend le secteur peu attractif pour les opérateurs privés qui, en construisant et/ou en exploitant des équipements publics, se trouvent exposés à plusieurs risques, notamment :

- le risque de se voir dessaisir dans l'usage de l'équipement qu'elle exploite ;
- le risque, faute de temps et de demande suffisants, de ne plus pouvoir bénéficier d'une situation lui permettant de rémunérer les charges de financement et d'exploitation liées à son activité.

Ces éléments sont eux-mêmes liés aux *contraintes techniques* qu'imposent les équipements exploités. En effet, sur le plan technique, la plupart des investissements liés au service public de gestion des déchets ménagers sont financièrement lourds, difficilement redéployables et leur exploitation génère une rémunération qui peut être aléatoire. Comme nous l'avons vu dans la section précédente, ils sont donc soumis à la double contrainte de *l'incertitude* et de *l'irréversibilité*.

La lourdeur des investissements et la faiblesse de la rémunération du service peuvent retarder sensiblement l'obtention d'un bénéfice net positif. L'exploitation des équipements s'inscrit donc dans un schéma temporel tel qu'il nécessite la mobilisation de prévisions fiables quant à l'évolution à long terme de la demande et des conditions d'offre du service. Nous verrons, dans le chapitre suivant, que l'évolution de la demande de service en longue période est de type chaotique et quelle demeure soumise à des ruptures rendant les prévisions extrêmement délicates. Les conditions de l'offre sont également instables et dépendent étroitement de l'apparition et du durcissement des normes écologiques. En matière de traitement des fumées d'incinération, les normes ont profondément évolué ces dix dernières années (*cf.* tableau n°2.3.2.2.) augmentant fortement les coûts d'investissement et de fonctionnement des unités. La viabilité économique d'un incinérateur mis aux normes est donc soumise à la pertinence des prévisions ayant servi de base à son dimensionnement et à la qualité de la contractualisation du service.

Tableau n°2.3.2.2.

Évolution de la réglementation : Émissions à la cheminée en mg/Nm³ à 9% de CO₂ gaz secs

Source : d'après D. COURTINE (1996), p. 71

* * * * *	Ref.	19.06.89 CEE 89/369 MH	1989 Pays Bas MSH	1990 TA LUFT 17B/m Sch V MJ	1990 TA LUFT 17B/m Sch V MSH	16.12.94 CEE déchets dangereux MJ
Polluants						
Poussières		30	5	10	30	10
CO		100	50	50	100	50
HCL		50	10	10	60	10
HF		2	1	1	4	1
SO ₂		300	40	50	200	25
Nox		-	70	200	400	-
C organiques		20	10	10	20	10
Métaux lourds			1	0,5		0,5*
Dioxines et furannes		-	idem	0,1ng/Nm ³		idem

* Valeur moyenne sur une période d'échantillonnage comprise entre 0,5h et 8h.
MH : Moyennes hebdomadaires; MJ : moyennes journalières; MSH : moyennes semi-hebdomadaires.

Les risques et incertitudes peuvent être classés en quatre grandes catégories [JP. DJIAN (1993)] : les risques d'exploitation, de construction, les risques liés au financement et les risques divers. Dans la plupart des cas, leur gestion passera par un travail important d'étude initiale et par l'adjonction de clauses de renégociation au contrat.

Certains risques d'exploitation évoqués ici, notamment ceux liés aux écarts entre les prévisions à la base du dimensionnement des unités et les données réelles, sont normalement pris en charge par l'entreprise sauf en cas de formule de type "take or pay" par laquelle la collectivité s'engage à un apport minimal de déchets ou offre une garantie du paiement de la différence. Dans ce cas, le risque résiduel à la charge de la société est constitué par la différence entre l'amortissement (plus les frais fixes de fonctionnement) et la garantie contractuelle.

Autre risque d'exploitation, le dépassement des coûts de fonctionnement peut résulter d'un effet d'inflation. L'indexation tarifaire permet de répondre au problème en faisant porter la charge sur le partenaire public. L'indexation pourra également être utilisée pour contrer les questions liées au financement des installations et, notamment, les risques de taux d'intérêt ou les risques de change (pour les pays à monnaie fragile ou ne disposant pas de marché des capitaux à long terme).

Les risques de construction comprennent les risques de process, de dépassement des coûts, de non-performance et de dépassement des délais. Sauf en cas d'affermage et mis à part de rares exceptions, ce risque est toujours à la charge de la société privée.

La non-performance du dispositif correspond au cas où l'exploitation de l'installation ne permet pas de satisfaire les spécifications. Le partenaire privé ou l'opérateur pourra alors être recherché en responsabilité civile, il devra donc s'assurer contre ce risque.

- Les risques financiers se distinguent selon trois formes :
- les risques liés au montage financier ;

- les risques de taux d'intérêt ;
- les risques de change (en cas d'opération à l'étranger) ;

Nous ne revenons pas sur ces cas déjà abordés plus haut. Signalons néanmoins l'existence d'autres risques comme les risques politiques (privatisation...), environnementaux, contractuels etc.

Face à l'importance de ces phénomènes imprévisibles, il est essentiel de reposer le partenariat public-privé sur des relations de confiance solides et sur des termes de contrat bien étudiés. Ces termes doivent assurer la convergence entre l'objectif privé de maximisation des profits et l'objectif public de garantie de l'intérêt collectif.

II.2.3. L'apport d'un savoir-faire technico-économique

Outre les avantages fournis par la prise en charge de risques financiers de long terme, la gestion déléguée présente l'intérêt d'une souplesse de fonctionnement et d'un apport de compétences techniques et économiques. En faisant appel au privé, les structures intercommunales espèrent généralement bénéficier de méthodes de production et de modes d'organisation consolidés par les économies d'envergures que peuvent fournir les prestataires.

Définies comme des apports liés à la complémentarité et aux synergies entre différentes branches d'activité d'une même firme, ces économies d'envergure peuvent prendre la forme de savoir-faire particuliers, d'accès à certains réseaux de connivence ou encore de connexions entre branches d'activité permettant l'exploitation de débouchés nouveaux ("combinaison, par exemple, l'exploitation d'incinérateurs et le BTP permet d'assurer des débouchés pour la valorisation des mâchefers en technique routière" [R. BARBIER (1998), p. 30]).

En matière de collecte sélective, l'exploitation de systèmes particuliers sur d'autres intercommunalités désirent lancer des expériences du même type sur leur territoire. D'un point de vue plus purement technologique, l'expérimentation de procédés innovants d'incinération, de méthanisation ou de compostage permet également aux prestataires privés de bénéficier d'un apprentissage leur assurant une meilleure maîtrise des technologies.

En déléguant une partie du service d'enlèvement et d'élimination des déchets, les intercommunalités chercheront donc à retirer un bénéfice des compétences des opérateurs privés. Elles auront en outre tendance à se diriger vers des dispositifs techniques dont la performance attendue est renforcée par des expérimentations menées antérieurement sur d'autres territoires intercommunaux.

II.3. LA STRUCTURE DU MARCHÉ ET LA STRATÉGIE CONCURRENTIELLE DES SERVICES DE COLLECTE ET DE TRAITEMENT

D'après une analyse des 70 dossiers aidés par le FMGD concernant 167 installations, la DSP domine essentiellement le secteur du traitement (39% des installations contre 35% pour le marché public et 9% pour la régie). Ces tendances récentes confirment les observations de l'étude DAFSA selon lesquelles les établissements privés prennent en charge 79% des quantités incinérées, 87% du compostage et 100% de la métallisation des déchets urbains [DAFSA (1995)].

Pour la collecte sélective, les centres de tri et les déchetteries, le marché public représente 34% des installations aidées, la régie 33% et la DSP 23% (10% sont non

déterminées) [AMORCE – CABINET MATHARAN (1998), p. 22]. Sur le total des dossiers aidés par le FMGD, le marché public représente 40% des installations, la DSP 35% et la régie 25%.

II.3.1 Structure du marché

L'offre se structure essentiellement autour des deux groupes français ; Suez-Lyonnaise des Eaux et Vivendi (anciennement Compagnie Générale des Eaux). Les deux géants sont représentés par leur filiale respective ; SITA (Société Industrielle de Transport Automobile S.A.) et CGEA-Onyx (Compagnie Générale d'Entreprises Automobiles). Ces deux filiales occupent plus des trois quarts du marché de la collecte et du traitement des déchets.

CGEA-Onyx se place au troisième rang mondial du marché de la propreté, l'entreprise est présente dans 22 pays, son chiffre d'affaires est de plus de 15 milliards de francs. Elle réalise une part importante de son activité sur le marché international (45% du chiffre d'affaire, l'entreprise vise les 65% d'ici 2001), en grande partie au Royaume Uni. Avec l'acquisition récente de la société helvétique Muldenzentrale ainsi que sa filiale Basorag, CGEA-Onyx est devenu le premier prestataire privé du secteur des déchets en Suisse.

SITA connaît le même mouvement de concentration et est également de plus en plus présente sur les marchés étrangers. À la suite des acquisitions des activités françaises et espagnoles de Waste Management (n°1 mondial du traitement des déchets), de la société brésilienne Vega Engenharia Abiantal (VEA)⁵⁹ et des actifs hors Amérique du Nord de Browning Ferris Industries, le chiffre d'affaires de SITA est passé de 9,2 milliards de francs en 1997 à 17,3 milliards de francs en 1998. La société est présente dans 20 pays et dessert 40 millions d'utilisateurs.

On constate également la présence de plus en plus marquée d'EDF par sa filiale TIRU (filiale à 51% EDF, 25% Lyonnaise et 24% Générale des Eaux). EDF est notamment présente à Strasbourg, Vitry sur Seine et à Alés où sa filiale PRONERGIES a été créée pour exploiter une unité d'incinération de 110.000 tonnes.

Le lobbying des deux grands limite néanmoins le champ d'action d'EDF au tri et traitement des déchets par incinération ou compostage.

Parmi les autres concurrents du secteur on trouve la COVED, filiale de Bouygues, Sater Parachini et quelques prestataires locaux indépendants. Waste Management n'est plus présent sur le marché français.

II.3.2 Les stratégies guidées par la recherche d'économies d'envergure face aux exigences du service public

La structure oligopolistique du marché, telle que nous venons de la décrire, résulte d'une logique concurrentielle motivée par la recherche d'économies d'envergure (*cf. supra*). Le mécanisme de rémunération et de renouvellement des contrats permet l'accroissement continu des flux de revenu des prestataires. Outre le versement de dividendes aux actionnaires, ces marges bénéficiaires permettent l'accumulation de capacités d'investissement. Ces dernières favorisent la conquête de nouveaux appels d'offres ainsi que les rachats, accords et alliances entre entreprises. De cette manière,

⁵⁹ VEA, avec 12 millions de personnes desservies par son activité, est la principale société de nettoyage, de collecte et de traitement des déchets municipaux du Brésil.

l'oligopole se trouve consolidé. On peut donc remarquer que la logique même de la DSP produit un *effet structurant* sur les composantes de l'offre du marché [C. DEFEUILLEY (1996), p. 123].

La recherche d'économies d'envergure conduit les prestataires à l'intégration horizontale, en particulier en étendant les services offerts vers des schémas intégrés (collecte + tri + traitement). Les intérêts d'une telle démarche sont autant économiques que stratégiques.

D'un point de vue purement économique, l'intégration horizontale permet une baisse des coûts unitaires.

Sur le plan stratégique, elle offre une certaine flexibilité technique face à la diversité des formules demandées localement et une plus grande maîtrise des flux dans le cas où la collecte et le traitement sont délégués à un seul et même prestataire.

Selon la thèse de Defeuilley, ce mécanisme favorise - en théorie - le respect des trois exigences traditionnelles du service public [C. DEFEUILLEY, p. 144] :

- le principe d'égalité ; les prestataires sont capables d'offrir une même qualité de service à l'ensemble des usagers,

- le principe de continuité ; les économies d'envergure et la libération de flux importants d'investissements permettent aux entreprises de maintenir un service continu dans le temps, notamment en maintenant certaines *ressource tampon* (au sens de Jay Galbraith (1973)).

- le principe d'adaptation : les entreprises sont capables de réagir à toute évolution technique ou réglementaire en adaptant leurs dispositifs.

Malgré ces conclusions, Defeuilley ne néglige pas l'existence d'effets pervers à la DSP. Ces effets pervers résultent essentiellement de la faible contestabilité du marché et de la présence d'asymétries d'information.

II.3.3. Les effets pervers de la délégation du service public

Si, comme le démontre Defeuilley, la DSP autorise le respect des exigences du service public, elle peut, par ailleurs exposer les collectivités à certaines situations risquant d'en compromettre l'efficacité.

III.3.3.1. Les origines et les conséquences de la faible contestabilité du marché

Plusieurs facteurs contribuent à placer certains industriels en position favorable face à la prise en charge du service public. Au premier rang de ceux-ci, les barrières à l'entrée offrent un moyen efficace de limiter les pressions concurrentielles.

Pour se porter candidat, un offreur potentiel sera confronté au poids des contraintes économiques liées aux investissements à réaliser et devra avoir des coûts de production suffisamment bas pour compenser l'importance des coûts d'entrée. Par ailleurs, il lui faudra développer un certain nombre de moyens pour pouvoir traiter l'information nécessaire pour être prêt au moment du renouvellement des marchés. Ces conditions contribuent à limiter le nombre de concurrents répondant aux appels d'offres. Plusieurs stratégies viennent renforcer les effets pervers de la restriction des consultations [C. DEFEUILLEY (1996), p. 212-213] :

- La stratégie de collusion selon laquelle plusieurs entreprises qui se retrouvent régulièrement sur les mêmes marchés coordonnent leurs réponses aux appels d'offres ;

- des multiplications "fictives" des candidats. Plusieurs dizaines de candidats répondant à un appel d'offres peuvent, en réalité, n'appartenir qu'à deux ou trois groupes industriels. Dans ce cas, la diversité apparente des choix masque une concurrence restreinte.

- Le bénéfice abusif de position dominante. La concentration des marchés renforce les positions avantageuses de quelques grands groupes. Cette tendance allant à l'encontre d'une logique plus purement concurrentielle, elle est en porte-à-faux avec la recherche d'une minimisation des coûts. Or, l'ancrage de certains prestataires dans la prise en charge de services communaux conduit parfois à des renouvellements de contrats sans réelle ouverture à la concurrence. A terme, le caractère tacite des passations et des renouvellements contractuels peut conduire à une dégradation progressive des conditions d'offre du service public.

Ces stratégies rendent les marchés locaux difficilement accessibles, confortant ainsi la position des entreprises en place. En d'autres termes, la délégation de la gestion des déchets ménagers souffre de la faible *contestabilité* des marchés. L'importance des barrières à l'entrée empêche l'application d'une logique concurrentielle optimale. Ces obstacles à une parfaite contestation des marchés peuvent avoir des conséquences importantes sur la tarification du service. L'élévation du coût d'entrée permet à l'opérateur privé d'augmenter ses prix sans pour autant compenser ces réévaluations par une amélioration des prestations. En situation de faible contestabilité des marchés, les entreprises n'ont pas à craindre une perte de leur position ce qui, à terme, ira à l'encontre d'une optimisation de la qualité du service public.

III.3.3.2. La présence d'asymétries d'information

Depuis le gisement jusqu'à l'ensemble des outputs de chaque filière de traitement et de valorisation, le changement de nature des produits traités et l'évolution de leurs tonnages rendent extrêmement difficile une maîtrise parfaite des flux. La difficulté de suivi des flux de déchets constitue un facteur spécifique du secteur exposé au risque de pertes d'information à chaque étape des process. Avec la collecte séparative cette "entropie" potentielle constitue une variable que toute organisation doit minimiser afin de parvenir à optimiser son dispositif.

Au-delà de la simple question des flux, l'identification et l'évaluation des effets externes à chaque filière ainsi que la connaissance de leur efficacité réelle peuvent se trouver confrontées aux problèmes liés à l'asymétrie d'information entre la collectivité et les organismes auxquels elle délègue les composantes du service public. Or, lorsqu'une entreprise bénéficie d'une asymétrie d'information, elle peut adopter un comportement visant la capture d'une rente que lui procure l'avantage de sa position. Nous montrons ici que cette capture peut faire évoluer les dispositifs techniques selon deux problématiques plus ou moins liées : le risque moral et l'antisélection.

Le risque moral apparaît lorsqu'un agent ne peut observer une partie de l'action d'un prestataire ou lorsqu'il ne peut vérifier si cette action est appropriée. Dans le premier cas, le prestataire sera tenté d'agir selon son propre intérêt et d'annoncer à l'agent que les mauvais résultats proviennent d'événements indépendants de sa volonté. Dans le second, le prestataire pourra avoir intérêt à annoncer un diagnostic erroné et à engager une action adaptée à cette annonce lui procurant un bénéfice supérieur⁶⁰ [B. GUERRIEN (1993), p.63].

⁶⁰Guerrien (1993, p. 64) fournit un exemple très explicite de ce type de comportement : « *un dentiste peut choisir de poser une couronne et la poser parfaitement alors qu'un simple plombage aurait été suffisant !* ».

La question du risque moral est généralement étudiée dans le cadre de modèles *principal-agent*. Dans ces modèles, un *agent* est mandaté par *le principal* pour effectuer une tâche stipulée dans un contrat. Appliqué au cas de la DSP dans le secteur des déchets ménagers, le principal est représenté par l'autorité publique organisant le service, l'agent par l'entreprise privée. Considérons le cas de la délégation d'une collecte séparative effectuée en porte-à-porte (collecte + tri des déchets propres et secs).

Le contrat concerne la prise en charge de la collecte séparative et prévoit un prix unitaire du service basé sur les quantités entrant en centre de tri :

$$\text{Prix unitaire} = W(R)$$

W est le prix unitaire, R représente les quantités entrant en centre de tri. Soit e l'effort fourni par le prestataire pour assurer un service de qualité. La relation entre l'effort e et le résultat exprimé en termes de quantités collectées est aléatoire et dépend de la participation effective des usagers à la collecte séparative (θ) :

$$\text{Résultat} = R(e, \theta)$$

L'autorité publique (AP) observe les résultats, mais connaît uniquement la distribution de probabilité de la participation des usagers. Elle ne connaît ni l'effort fourni par le prestataire, ni la participation réelle des ménages. Son utilité (U_{AP}) croît avec le profit retiré de la transaction π_{AP} :

$$U_{AP}(w, e) = f(\pi_{AP}) = f[R(e, \theta) - W(R)]$$

Pour augmenter au maximum les quantités entrant en centre de tri, l'entreprise est tentée de collecter le plus de déchets possibles, même si ceux-ci ne sont pas valorisés dans leur totalité. En d'autres termes, elle augmentera ses refus de tri et pourra justifier cette augmentation en dénonçant une mauvaise participation des usagers (non respect des consignes de tri).

Si on suppose que le principal n'a pas d'aversion pour le risque, il pourra inciter le prestataire à fournir un plus grand effort en définissant un contrat maximisant l'espérance d'utilité sous contrainte :

\tilde{e} maximise $E[U_{AP}(R(e, \theta), e)]$ sous contrainte de *participation* (contrainte de *rationalité individuelle*) :

$E[U_A(W^*(R(\tilde{e}, \theta), \tilde{e}))] \geq \bar{U}$, avec \bar{U} l'utilité minimale au-delà de laquelle, l'entreprise accepte le contrat.

Dans ce cas, l'intercommunalité propose un contrat de premier rang stipulant une qualité technique $e^*(\theta)$, un paiement $W^*[R(e^*(\theta), \theta)]$ fonction de l'aléa. Ce contrat maximise l'espérance d'utilité de l'intercommunalité sous contrainte d'acceptation du prestataire.

Si le prestataire n'a pas d'aversion pour le risque, l'autorité publique pourra choisir d'intéresser la société au résultat en fixant le niveau d'effort requis (par exemple un taux fixe de $x\%$ de refus de tri). En cas de mauvaise participation des usagers, c'est la société qui en subira les surcoûts. Par contre, si les usagers effectuent un tri de qualité, le prestataire en sera le seul bénéficiaire.

Si le prestataire a une aversion pour le risque, l'intercommunalité aura intérêt à l'assurer contre une mauvaise participation des usagers. Le problème que pose cette assurance réside dans le fait qu'elle coupe le lien existant entre la qualité de la collecte sélective et le revenu perçu par le prestataire. En d'autres termes, en étant assuré contre une mauvaise participation des ménages, le prestataire n'est pas incité à investir dans un programme de communication visant une amélioration de cette participation.

Précisons enfin qu'une amélioration de la connaissance de l'aléa θ permet de mieux évaluer l'effort que fournit le prestataire. Ainsi, si une intercommunalité connaît la qualité potentielle du tri pratiqué par ses habitants, elle améliorera sa position face au risque de comportement opportuniste du prestataire.

A partir de ce raisonnement, on comprendra aisément l'intérêt qu'aurait un opérateur privé à détenir de façon exclusive une quantité large d'informations concernant la complexité des flux de déchets. En effet, une plus grande maîtrise des données concernant ces flux augmente l'asymétrie d'information en faveur du prestataire. Or, comme l'expliquent Crozier et Friedberg, "*ce qui est incertitude du point de vue des problèmes est pouvoir du point de vue des acteurs*" [M. CROZIER et E. FRIEDBERG (1977), p. 20]. Pouvoir qui pourra également s'exprimer en tant que conséquence d'une antisélection.

III.3.3.2.2. *L'antisélection*

Selon Defeuilley (1996, p. 56), dans la gestion des déchets, le problème informationnel qui se pose dans le contrat n'est pas de l'ordre de l'antisélection. L'auteur justifie cette affirmation en indiquant que "*les entreprises candidates peuvent être obligées de produire des références et des documents techniques*". Or, malgré la réalité de ces obligations, les résultats de nos recherches contredisent l'hypothèse d'une absence d'antisélection.

Face aux alternatives techniques, élus locaux et opérateurs privés peuvent se trouver en accord ou en conflit d'objectif. La pertinence du choix final dépendra alors de leur capacité respective à peser sur les facteurs d'influence décisionnels.

L'organisation du système technique est une composante essentielle de la stratégie des opérateurs. La fonction de production et le profit des prestataires en dépendent étroitement. Il est donc essentiel de considérer les objectifs qu'ils visent lorsqu'ils tentent de maximiser leur profit.

Compte tenu de la répartition des compétences et de la limitation du pouvoir de contrôle des intercommunalités, il est parfois possible à l'opérateur de proposer un système technique donné sans que l'élu local ne puisse juger de sa pertinence. Aussi, dans le but de limiter les coûts d'adaptation des techniques aux nouveaux territoires gérés, les prestataires ont parfois intérêt à transposer des dispositifs qu'ils exploitaient auparavant sur d'autres territoires. La mise en œuvre de systèmes conçus pour des caractéristiques locales spécifiques peut ne pas être directement transférable vers des espaces différents. Dans ce cas, l'objectif visé par l'opérateur privé serait en contradiction avec une gestion optimale du service public.

Au moment de l'acquisition d'une technique, les municipalités peuvent donc se trouver dans une situation "*d'inobservabilité d'une caractéristique inaltérable du bien échangé*" [B. GUERRIEN (1993), p. 57]. En d'autres termes, elles peuvent être exposées à un problème d'*antisélection* selon lequel une information cachée serait utilisée par l'entreprise dans le but d'induire en erreur l'intercommunalité. Ces incertitudes constituent les ressources fondamentales des négociations : lorsque les établissements publics observent imparfaitement la qualité d'un équipement, le partenaire privé a intérêt à surestimer cette qualité afin d'imposer sa solution technique tout en conservant un prix le plus élevé possible. Nous nous trouvons donc dans une situation proche de celle du marché des voitures d'occasion analysée par Akerlof (1970).

En étudiant ce marché, Akerlof démontre qu'une information asymétrique sur la qualité des véhicules d'occasion expose l'échange à un double effet. Premièrement les acheteurs ont tendance à refuser de payer un prix élevé (correspondant aux véhicules de qualité supérieure), s'ils ne sont pas rigoureusement informés sur le niveau réel de cette qualité. Deuxièmement, le vendeur refuse de vendre un véhicule de bonne qualité à un prix sensiblement inférieur à sa valeur. Or le déficit d'information de l'acheteur le conduit à fixer son prix d'achat au niveau d'espérance d'utilité, *i. e.* en fonction de la distribution des probabilités de qualité des véhicules. Au final, si la qualité des véhicules est variable, ce prix sera toujours inférieur à la valeur des véhicules de haute qualité. À ce prix, seules les mauvaises voitures d'occasion (les "*lemons*") auront des chances d'être vendues. L'antisélection a donc tendance à éliminer l'échange de produits de bonne qualité.

Face au problème de l'antisélection, les offreurs peuvent avoir intérêt à payer pour *signaler* la qualité de leur produit (*cf.* théorie du signal de Spence (1974)). Pour être crédible, le prix de ce signal doit être plus faible pour les "bons" agents que pour les "mauvais" agents. En effet, il ne faut pas que les offreurs de produits de mauvaise qualité aient intérêt à envoyer un faux signal.

Dans le domaine des déchets ménagers et, en particulier, des collectes sélectives, cette condition n'est pas toujours assurée. Comme le soulignait la question du risque moral (*cf. supra*), un opérateur maîtrisant - de façon exclusive - une part de l'information sur les flux de déchets d'une intercommunalité, peut capturer une rente informationnelle en manipulant l'interprétation des données relatives à ses performances (notamment les taux de refus en sortie de centre de tri). Si ce même opérateur assure la collecte sélective et le traitement des déchets, il pourra en outre modifier artificiellement ces données sans que l'autorité publique ne puisse en être informée⁶¹. Dans ces conditions, le prestataire aura la possibilité d'utiliser ces données erronées dans le but d'afficher un niveau de performance surestimé. Cette information est susceptible de constituer un *signal* crédible, utilisable pour diffuser le dispositif vers d'autres intercommunalités.

Par un jeu habile de manipulation et d'interprétation de ses résultats, un industriel peut donc parvenir à étendre ses prestations à d'autres territoires. Il pourra en outre se servir de la profonde hétérogénéité des options offertes pour "brouiller" les signaux de ses concurrents. En effet, que ce soit sur le plan des techniques ou de l'organisation des flux, la diversité des dispositifs n'autorise pas un jugement uniquement basé sur leur prix. Les différentes options doivent être comparées entre elles en fonction de critères multiples tels que leurs performances environnementales (valorisation, transports, rejets, bruits, risques...) la participation requise de la part des usagers, l'opportunité de créations d'emplois... La multiplicité des critères de jugement complexifie fortement la comparaison entre les options, ce qui renforce les risques d'antisélection.

On remarquera que ces mécanismes établissent un lien entre le risque moral et l'antisélection. L'asymétrie d'information joue donc sur ces deux plans selon une logique auto-renforçante articulant une manipulation des données, une légitimation des dispositifs et leur diffusion par antisélection. L'expertise technique devient ainsi un enjeu stratégique pour les intercommunalités qui cherchent à contrer les effets pervers

⁶¹Nous sommes ici dans le cas spécifique où l'autorité publique n'a pas mis en place un système de contrôle interne performant.

de l'antisélection. Or la capacité d'expertise est très inégale selon les établissements publics. En particulier, la complexité des données et des procédures place les petites collectivités en situation défavorable lorsqu'elles cherchent à disposer des informations nécessaires à l'évaluation de la pertinence des offres (on retrouve ici une idée reprise largement dans le rapport d'Ambroise Guellec [A. GUELLEC (1996)]).

Que ce soit au niveau de la coopération intercommunale ou au niveau de la délégation du service public, l'incertitude et les asymétries d'information représentent les données stratégiques de l'optimisation des services d'enlèvement et d'élimination des déchets. Le développement des collectes sélectives renforce cette logique en entraînant une complexification des flux de déchets.

L'enjeu stratégique imposé aux autorités locales est de « limiter l'imprévu à l'imprévisible ». Loin de satisfaire pleinement cet objectif, les formules organisationnelles exposées dans cette section confrontent généralement les décideurs locaux à de lourds obstacles empêchant une parfaite maîtrise de l'information. L'imprévisible maintient son effet structurant sur les choix publics, ce qui contribue à créer un univers décisionnel controversé.

SECTION 4

UNE PROBLÉMATIQUE DÉCISIONNELLE EN UNIVERS CONTROVERSÉ

Comme le montrent les premières étapes de notre raisonnement, les choix techniques dans le domaine des déchets ménagers se fondent sur une anticipation des bénéfices à long terme des options politiques (section 1). Cette anticipation est contrainte par un fort degré d'incertitudes (section 2) et par la capacité de maîtrise de l'information qu'autorise telle ou telle forme d'organisation et de montage juridique (section 3).

Dans un environnement marqué par de fortes incertitudes, le fait de fonder les choix publics sur l'anticipation des bénéfices sociaux actualisés revient en réalité à reposer les décisions sur des hypothèses fortes que les agents définissent en fonction de certaines conventions dominantes. Placés dans un univers décisionnel controversé, les décideurs fondent leurs anticipations sur un patrimoine informationnel réduit. Dans les faits, cela se traduit parfois par certains comportements mimétiques dont il convient de repérer les causes.

Pour cela, nous proposons de revenir sur les conséquences théoriques du passage d'un univers stabilisé à un univers controversé [O. GODARD (1993)]. Par ce biais, nous tenterons de démontrer que les choix techniques sont en partie issus de conventions, ce qui les rend sensibles à un certain conformisme et aux effets de population.

I. La persistance de controverses scientifiques

I.1. UN UNIVERS CONTROVERSÉ

Pour définir les univers controversés, O. Godard se base sur les quatre paramètres structurant la construction sociale des problèmes d'environnement. À partir de ces derniers, on peut comprendre en quoi le secteur des déchets ménagers est lui-même marqué par la controverse [O. GODARD (1993), p. 148] :

« Le mode de perception du problème ; selon que les agents perçoivent directement le dommage externe qu'ils subissent, ou que le problème accède à la conscience collective au travers d'une construction scientifique ensuite relayée par toutes sortes de médiations et réélaboration par les experts, les administrations, les organismes professionnels et les médias ».

Lorsqu'un agent rejette un certain nombre de produits en fin de vie, il a rarement conscience du fait que ce rejet puisse jouer un rôle sur les pluies acides (par le biais de l'incinération) ou sur la pollution des nappes phréatiques (notamment par certains procédés de stockage). De la même manière, les rejets atmosphériques de certains procédés d'incinération peuvent être perçus de façon biaisée par la conscience collective en raison notamment de l'effet psychologique produit par l'existence d'un panache de fumée. Les polluants les plus nuisibles sont rarement les plus visibles. Que ce soit pour la dioxine, les métaux lourds ou tout autre rejet polluant non directement perceptible, les problèmes sont relayés par différents acteurs dont les divergences de positions stratégiques poussent à alimenter les débats d'expert et la controverse scientifique. Les modes de perception indirects des pollutions dominant ainsi largement le secteur des déchets ménagers, ce qui

contribue à accorder une place prépondérante aux effets médiatiques et à certains discours réducteurs. L'écart entre pollution perçue et pollution réelle est ainsi maintenu – voire volontairement accentué – et marque profondément l'environnement décisionnel des autorités publiques.

« La nature des intérêts concernés ; selon que seuls importent les intérêts d'agents présents capables de faire valoir leurs préférences par des procédures ad hoc (marchés, vote, manifestations, conflits, délibérations communautaires), ou que sont impliqués les intérêts de tiers absents (pays étrangers, générations futures, espèces ou entités naturelles considérées pour elles-mêmes) (...) ».

Comme nous l'avons vu au cours du chapitre premier, certaines pollutions liées au stockage des déchets concernent non seulement les individus propriétaires ou locataires de logements situés à proximité des décharges, mais aussi les générations futures. Ces dernières auront en effet à payer le prix de la réhabilitation des sites d'enfouissement et les coûts de dépollution liés à la lente percolation des jus de décharge.

Précisons à ce sujet que la logique inhérente au principe de proximité touche, elle aussi, de façon quelque peu paradoxale, aux intérêts de tiers absents. En effet, selon ce principe, *« plus un déchet est spécial, plus il peut voyager »* (Brice Lalonde, Assises Nationales des Déchets Ménagers, Agen (1996)).

« Le degré de réversibilité ou d'irréversibilité des phénomènes physiques, écologiques ou sanitaires en cause. Il est des cas où le dommage ne se fait sentir que pendant la durée de l'action qui en est responsable. Il en est d'autres où les possibilités de restauration ou de réparation sont pratiquement inaccessibles pour un horizon temporel donné ».

En matière de gestion des déchets, les irréversibilités des phénomènes physiques et écologiques sont essentiellement liées aux pollutions des sols (enfouissement des ordures ménagères) et aux effets sur la santé de certains rejets toxiques (comme les dioxines).

Le degré de stagnation de la connaissance scientifique des problèmes.

À cet égard, le domaine des déchets ménagers offre une multitude de cas empiriques dominés par la controverse scientifique. On peut, par exemple, mentionner :

- Les impacts à long terme des pollutions, notamment le niveau de toxicité des dioxines (*cf. infra*)
- L'absence de hiérarchie universellement reconnue en termes d'impacts environnementaux ; vaut-il mieux polluer l'air que l'eau ou que les sols ?
- L'évolution des gisements ; l'hypothèse selon laquelle la production d'ordures ménagères augmenterait en poids de 2 % par an est de plus en plus remise en question⁶².
- Les conséquences réelles de l'incinération des différents matériaux présents dans les ordures ménagères : selon certaines publications⁶³, une incinération de l'ensemble du gisement de PVC peut apparaître comme une aberration sur le plan technico-économique, alors que pour d'autres, elle serait nécessaire à la réduction des métaux lourds présents dans les mâchefers.

De la précollecte (information des agents, fourniture des bacs compartimentés, choix plus ou moins marqué en faveur de l'apport volontaire) au tri (tri manuel ou mécanisé, nombre de flux...) et de la valorisation (lit fluidisé, valorisation chimique...) au

⁶²« Personne n'a de vision en temps réel de l'évolution des quantités de déchets et dire que cela continue à augmenter au même rythme que les années passées est l'erreur à ne pas commettre. » Francis CHALOT, DPPR Ministère de l'Environnement, Décision Environnement édition spéciale Assises Nationales des Déchets Ménagers, 1996.

⁶³ Voir l'étude concernant l'incinérateur de Lyon Nord : cf. supra et Bertolini (1994).

traitement final, les controverses marquent l'ensemble des processus de traitement du problème des déchets.

Par conséquent, l'évaluation du bénéfice futur des choix techniques en termes de différentiel d'externalités se trouve confrontée à l'importance de ces biais.

Rappelons, à l'instar d'Olivier Godard (1996, p. 4), qu'il y a controverse scientifique lorsque « *plusieurs hypothèses ou schémas d'explication ou de prévision sont avancés par des scientifiques de diverses disciplines et donnent à voir des mondes possibles différents* ». Autrement dit, la controverse scientifique s'accompagne du maintien dans le temps de plusieurs hypothèses structurantes liées à la réalisation et/ou aux effets attendus d'événements. Significatives du point de vu décisionnel, ces hypothèses découpent « *des mondes possibles partiellement exclusifs* », chaque monde générant un ensemble d'états possibles.

Prenons le cas des comparaisons de pollution entre les différents procédés d'élimination. Comme le souligne l'article de David Litvan (1995, p. 84), la comparaison des externalités produites par l'incinération et la mise en décharge des déchets ménagers s'expose à de multiples difficultés de mesure. La méthode consistant à évaluer la pollution évitée grâce à la récupération de l'énergie des incinérateurs⁶⁴ s'avère discutable car elle dépend étroitement du procédé pris en référence. Dans l'étude citée par l'auteur, le système de production électrique servant d'étalon de mesure correspond à la structure de production britannique, fortement orientée vers le charbon. En appliquant la même méthode à des cas identiques, mais sur la base de la structure de production française, les résultats seraient sensiblement modifiés. L'impact environnemental de l'incinération, identifié dans l'étude britannique, est fortement relié à la production de gaz à effet de serre. Or la position des scientifiques vis-à-vis de la réalité des conséquences de ces gaz sur le changement climatique demeure partagée en plusieurs courants. La pertinence d'une évaluation économique de ces dommages reste donc limitée à la pertinence des hypothèses qui la sous-tendent (effet *garbage in garbage out*). Les résultats de cette évaluation dépendront en outre de la prise en compte des phénomènes d'irréversibilité et de l'actualisation retenue, sachant que cette dernière repose sur d'importantes incertitudes quant aux échelles temporelles de manifestation des phénomènes et quant au degré d'implication des générations futures.

Les hypothèses de mesure appliquées en Grande Bretagne et en France ont conduit à la distinction de deux mondes partiellement exclusifs ayant structuré leur législation respective. Contrairement à l'orientation prise par la France, la politique britannique repose davantage sur la mise en décharge, même si celle-ci connaîtra à terme quelques limites liées notamment à la raréfaction des sites d'enfouissement et à l'augmentation tendancielle des coûts.

Au niveau des rapports input/output, la relation de cause à effet entre les catégories de déchets entrant en incinération et la quantité de polluants rejetés demeure, elle aussi très discutée. Par exemple, les conséquences effectives de l'incinération du PVC sur les rejets de chlore restent ouvertes aux discussions d'experts. De même, lorsqu'on considère les écarts existants entre les mesures « à la cheminées » et les conséquences toxicologiques réelles des rejets, on ne peut que constater la complexité des relations entre *l'existence de polluants* et la *production effective d'externalités*.

⁶⁴ Méthode utilisée par le CSERGE Laboratory.

D'emblée, les difficultés de mesure des externalités produites par les différents procédés d'élimination impliquent, de façon purement mécanique, un biais dans l'évaluation des pollutions évitées par la mise en place de collectes séparatives. Ces controverses sont, par ailleurs, renforcées par les discussions relatives à la pertinence écologique du recyclage de certains matériaux dont la production, à partir de matières vierges, s'avérerait plus « propre ».

Au-delà de ces problématiques, le dossier de la dioxine reste certainement l'exemple le plus révélateur de l'impact possible d'une controverse sur certaines décisions.

I.2. L'UNIVERS CONTROVERSÉ DES DIOXINES

Au départ minimisées par un rapport de l'Académie des Sciences, les conséquences des dioxines ont récemment fait la une de journaux soulignant leurs dangers pour la santé. Or, les incinérateurs représentent les principaux émetteurs de ce polluant dont la particularité et de remonter la chaîne alimentaire jusqu'à contaminer les graisses animales (présentes dans le lait et les viandes).

Bien que le caractère toxique de certaines⁶⁵ dioxines ne fasse aucun doute, il n'est pas moins vrai que ce polluant demeure sujet à d'importantes controverses.

La première concerne les modes d'émission. Présentes sur l'ensemble de la planète, les dioxines et les furanes font partie des rejets naturels de toute combustion⁶⁶ produite en présence d'oxygène, de carbone, de chlore et d'hydrogène. Les incinérateurs d'ordures ménagères sont donc loin d'être les uniques générateurs de ces rejets. Par conséquent, lorsqu'un taux important de pollution est repéré sur un lieu donné, il convient de vérifier si la présence d'une unité d'incinération constitue la seule source d'émission possible ou si d'autres causes peuvent être identifiées.

Partant de cette première problématique, le cœur du débat se situe au niveau des seuils d'émission à ne pas dépasser. Depuis les limites à respecter à la source des rejets, jusqu'au plafond d'absorption acceptable chez chaque individu, la plupart des résultats de recherche demeurent contradictoires. Sur le plan des limites d'exposition, se pose la question extrêmement délicate des faibles doses. Les quantités d'absorption sont mesurées en millièmes de milliardièmes de grammes (picogrammes) et les seuils d'exposition quotidienne, définis par différents organismes compétents, sont de l'ordre de :

- 10 pg par Kg de poids du corps, pour l'Organisation Mondiale de la Santé,
- 0,001 pg par Kg de poids du corps, pour l'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA).

Autrement dit, entre deux études, les normes définies peuvent varier d'un facteur 10.000. En réalité, les conceptions s'opposent sur l'existence ou non d'un seuil d'effet cancérigène. Aujourd'hui, on ignore s'il existe un niveau à partir duquel les dioxines sont néfastes. Il n'existe donc aucune représentation stabilisée des effets précis du phénomène. Plus en amont, il devient impossible de définir, d'une façon scientifiquement irrévocable, une norme d'émission à la cheminée. La fréquence d'apparition de nouvelles hypothèses entraîne une contestation de la légitimité des réglementations puisque aucune des positions adoptées face au problème n'est communément acceptée par la grande majorité des experts.

⁶⁵ Sur les 210 dioxines et furanes répertoriés, seuls 17 sont considérés comme toxiques.

⁶⁶ De façon plus précise, la combustion détruit les dioxines mais celles-ci se reforment pendant le refroidissement des gaz.

La controverse scientifique a alimenté les débats publics de façon de plus en plus prononcée, allant jusqu'à provoquer un effet en retour sur la dynamique de recherches de preuves (conformément au mécanisme énoncé par O. Godard (1996, p. 2)). Le caractère contradictoire des différents rapports traitant le sujet des dioxines a conduit des associations comme Greenpeace et le Cnid à porter l'accent sur le problème de l'incinération des déchets en poussant les pouvoirs publics à la fermeture des unités de traitement. Au départ cantonnée dans la sphère scientifique, cette problématique a pu pénétrer les cercles de rencontre publics mobilisant aussi bien les associations que les élus locaux et les citoyens sensibles aux questions environnementales.

De discours alarmistes en énoncés d'incertitudes non probabilisables (selon la distinction de F. Knight (1971)), les controverses sociales ont relancé une nouvelle dynamique scientifique avec la publication du rapport du Comité de la Prévention et de la Précaution. Celui-ci estime entre 1800 et 5200 le nombre de décès annuels pouvant être imputés à la dioxine.

Face à l'ampleur des conséquences potentielles et malgré l'impossibilité de déterminer précisément l'ampleur des risques, le Ministère de l'Environnement a choisi d'appliquer le principe politique de Précaution. La circulaire du 24 février 1997 fixe la limite autorisée pour la construction d'UIOM à 0,1 nanogramme⁶⁷ par mètre cube de gaz rejeté. Cette limite devrait être étendue à l'ensemble des équipements d'incinération (neufs et anciens) dans le cadre de la directive européenne actuellement en préparation. En parallèle, la circulaire du 30 mai 1997 oblige les préfets à faire réaliser une mesure annuelle des dioxines à toutes les installations de plus de 6 t/h. Les premiers résultats de ces mesures, rendus publics par le ministère de l'Environnement en avril 1998, montrent que sur un total de 54 installations, seulement 9 incinérateurs respectent la future norme européenne.

Le principe adopté n'est pas uniquement le fruit d'une volonté de légitimation de l'action publique. Il répond également à la stratégie d'acteurs ayant avantage au renforcement des normes d'émission. Les techniques d'analyse, de captage et de vitrification des dioxines et furanes sont aujourd'hui opérationnelles et l'effort financier à y accorder peut être intégré dans le cadre général de la révision des plans départementaux. Le renforcement des normes bénéficie donc au marché des technologies d'épuration. Il répond également à une volonté de renouveler la confiance des consommateurs vis-à-vis des produits contenant des graisses animales, en particulier le lait. En 1991, faisant l'objet d'une rumeur dénonçant de graves contaminations par la dioxine, le lait européen avait connu une diminution sensible de son exportation. Plus tard, l'Algérie bloquait ses importations de lait en provenance des pays de l'Union Européenne. Au même moment, Greenpeace rapportait qu'en Seine-Maritime, le niveau de contamination des échantillons de lait, prélevés à proximité de l'incinérateur de Rouen, en aurait interdit la vente en Allemagne. La défense de l'image d'un produit aussi sensible, dont la place dans la psychologie collective est d'autant plus grande que nous consommons du lait dès notre plus jeune âge, méritait bien une radicalisation de l'action publique. Il est néanmoins clair que, par le biais réglementaire, les controverses se sont ici trouvées *instrumentalisées* dans le cadre de stratégies commerciales tirant profit d'une politique fondée sur le Principe de Précaution.

⁶⁷ Nanogramme : milliardième de gramme

I.3. LES CONSÉQUENCES THÉORIQUES

Sous l'impulsion du passage d'un *univers stabilisé* à un *univers controversé*, les voies de l'internalisation apparaissent sous la forme d'une "*gestion anticipative d'une légitimité contestable*" [O. GODARD (1993), p. 145]. En d'autres termes, le poids des controverses peut pousser les agents économiques à anticiper une contestation de leur légitimité et ainsi à engager un processus d'internalisation sans que celui-ci ne soit imposé par la négociation ou par un mécanisme pigovien d'intervention de l'État.

Dans le cas des ordures ménagères, le caractère non-probabiliste de l'incertitude (tel que le définit Knight) ne permet donc pas de baser le critère de décision rationnel sur la maximisation de l'espérance d'utilité. La situation d'incertitude "critique" fournit alors un fondement raisonnable à l'adoption de *conventions* permettant aux agents économiques d'effectuer des choix stratégiques sur la base d'anticipations considérées comme suffisamment rationnelles. Une part importante de l'évolution des choix techniques se trouve donc liée à l'apparition, à la domination et à la disparition de ces fonctions d'anticipation. L'étude des mécanismes d'évolution des systèmes techniques en univers controversé requiert donc les enseignements théoriques des approches de la dynamique des conventions.

II. Une approche des processus décisionnels par la dynamique des conventions en univers controversé

Les situations d'indécidabilité engendrées par les univers controversés désignent les conventions comme mode privilégié pour les surmonter. On connaît en effet différents cas d'école dans lesquels la multiplicité des équilibres d'un jeu trouve une solution dans l'apport d'une règle commune (exemple du sens de circulation routière), d'une coordination basée sur des principes supérieurs, des valeurs. Les catégories et règles relevant de cette logique sont les lois, les coutumes, règlements, usages etc. autant de catégories qui, n'étant pas explicitement conçues pour la coordination économique, influent néanmoins de façon sensible sur son fonctionnement. Par conséquent, l'appartenance à une communauté géographique ou professionnelle, à une famille, à un secteur, a des conséquences sur la coordination des activités économiques et sur les modes de perception des aspects controversés qui dirigent l'évolution des systèmes.

La place occupée par les conventions dans la construction des systèmes locaux de gestion des déchets ménagers a déjà été soulignée dans de récentes publications [voir notamment R. BARBIER et P. LARÉDO (1997)]. Nous pensons ici qu'un aspect de ces formes de coordination se doit d'être approfondi : celui de l'évolution dans le temps, du changement et de la persistance des conventions.

II.1. LA GESTION DES DÉCHETS, DE CONFORMISMES EN RUPTURES

Avec l'adoption de la loi de 75 qui confère aux communes la responsabilité juridique du service d'enlèvement des déchets, le système français de gestion des ordures ménagères s'est tout d'abord forgé sur la base de conventions stabilisées. Ainsi, même si les modes de consommation, les gisements de déchets, les connaissances en matière de protection de l'environnement ont sensiblement évolué depuis les vingt dernières années, jusqu'à la fin des années quatre-vingt, la plupart des systèmes locaux se sont stabilisés en se cantonnant

sur la simple élimination des déchets. Pour autant, ces systèmes ne se sont pas homogénéisés, mais leur diversification était avant tout le fruit de caractéristiques locales hétérogènes (possibilités d'enfouissement, climat, infrastructures, demande en produits valorisés...) et non le résultat d'éventuelles divergences de conventions.

En examinant de plus près cette tendance au maintien de la simple élimination, on se rend compte qu'elle relève principalement de comportements conformistes. Les déchets ménagers, quel que soit leur niveau de toxicité, sont enfouis ou brûlés parce que « tout le monde le fait », même si, *in fine*, le coût social d'élimination est supérieur au coût social de valorisation. En d'autres termes, les comportements observés depuis une vingtaine d'années sont en contradiction avec l'hypothèse émise dans notre première section, selon laquelle les choix publics seraient gouvernés par la recherche d'une maximisation des bénéfices sociaux actualisés.

Certes, ce conformisme récurrent présentait un avantage commun aux élus locaux comme aux opérateurs privés :

- pour les élus, il permettait un renforcement de la légitimité de leur politique. Étant pratiqué partout, leur système devenait tout à fait acceptable et justifiable auprès des administrés.

- pour l'opérateur privé : le développement des schémas traditionnels leur offrait des rendements croissants d'adoption.

En ce sens, le conformisme confère un caractère auto-renforçant aux conventions en vigueur. Le maintien de schémas traditionnels relevant de « l'habitude » et du conformisme, semble donc pouvoir s'expliquer, même s'il ne respecte pas une hypothèse de rationalité économique substantielle (au niveau de l'optimisation du service public).

Partant, une question se pose : pourquoi, à la fin des années quatre-vingt, un certain nombre de collectivités ont-elles choisi de rompre avec les conventions existantes et de se lancer dans la collecte sélective ?

Afin de répondre à cette interrogation, on peut, bien évidemment, reprendre l'argument selon lequel l'environnement social et géopolitique auquel a conduit la guerre du Kippour et la montée de la sensibilité écologique, aurait bouleversé un certain nombre de tabous [G. BERTOLINI (1996), p. 95]. L'évolution sociétale aurait ainsi ouvert la voie à un nouveau paradigme et donné naissance à de nouvelles formes d'organisations. Cet argument semble fondé et cohérent d'un point de vue historique. Cependant, il ne permet pas d'expliquer le fait que certains de ces systèmes aient conduit à un bouleversement de conventions pourtant bien ancrées. Il n'explique pas non plus selon quels mécanismes telle ou telle expérience conduit à une tendance renforcée et stabilisée.

II.2. PERSISTANCE ET CHANGEMENT DES CONVENTIONS, L'INTERPRÉTATION PROPOSÉE PAR ROBERT BOYER ET ANDRÉ ORLÉAN

En utilisant les concepts de théorie des jeux non coopératifs, R. Boyer et A. Orléan (1994) montrent que, dans certains cas, un jeu peut aboutir à deux équilibres de Nash et ne fournir aucune raison de privilégier un équilibre plutôt qu'un autre. Dans ce cas, la seule rationalité ne permet pas aux agents de résoudre le problème d'indétermination. Ce type de problématique, dont les décisions en univers controversé fournissent un exemple, constitue le fondement des conventions.

Comme l'indiquent les auteurs, la convention est autorenforçante : une fois établie, aucun agent n'a intérêt à en dévier [R. BOYER et A. ORLÉAN (1994), p. 220]. Cette

« propriété essentielle » est due au fait que l'utilité associée au choix d'une stratégie⁶⁸ au sein d'un jeu de coordination, est une fonction croissante du nombre de joueurs l'ayant choisie. Partant de ce constat, on peut penser que le caractère autorenforçant des conventions rend impossible l'émergence d'autres conventions plus efficaces. Dans leur contribution, Boyer et Orléan démontrent qu'à l'inverse, les changements de convention sont possibles sous certaines conditions de rapprochement (au sens large) des agents.

Pour expliquer les mécanismes de persistance et de changement des conventions – à la suite des travaux de Sugden (1986, 1989) – R. Boyer et A. Orléan (1994) se situent dans le cadre de la théorie évolutionniste des jeux et développent un modèle basé sur les « stratégies évolutionnairement stables » (SES).

II.2.1. Stratégies évolutionnairement stables

Le raisonnement de Boyer et Orléan se fonde sur l'hypothèse selon laquelle les agents effectuent leurs choix en bénéficiant d'effets d'apprentissage séquentiel. Ces processus d'apprentissage peuvent les conduire à changer leur stratégie dans le cas où celle-ci fournit un gain inférieur à l'utilité moyenne obtenue par l'ensemble des autres stratégies lors de rencontres deux à deux au sein d'un jeu répété.

Face à cette logique, une stratégie évolutionnairement stable est telle que si elle est suivie par tous les membres d'une population, alors aucune stratégie mutante ne peut envahir la population. Une SES, si elle est confrontée à des comportements déviants, parviendra à se maintenir tant que la population déviante ne dépasse pas un certain seuil.

D'après le modèle de Maynard Smith (1982), une stratégie $s(a)$ est évolutionnairement stable quand le gain qu'elle procure lui permet de maintenir sa domination sur les autres stratégies. Formellement, cela suppose le respect de deux conditions :

- Le gain procuré par le passage de la stratégie $s(a)$ à une stratégie $s(b)$ doit être inférieur ou égal au gain procuré par le passage d'une stratégie $s(b)$ à la stratégie $s(a)$:

$$U [s(a), s(b)] \geq U [s(b), s(a)]$$
- Si un agent économique a engagé une stratégie $s(a)$, il pourra avoir le choix entre le maintien de cette stratégie ou l'adoption de $s(b)$. Dans ce cas, $s(a)$ sera une SES si l'utilité du retour à l'option $s(a)$ est supérieure au gain que procure le maintien de $s(b)$:

$$U [s(a), s(a)] = U [s(b), s(a)] \Rightarrow U [s(a), s(b)] > U [s(b), s(b)], \forall s(b), s(a)$$

Graphiquement, ce raisonnement peut être représenté à l'aide des droites d'espérance d'utilité des agents face à deux stratégies concurrentes.

A et B sont deux stratégies évolutionnairement stables. Deux joueurs doivent choisir une stratégie. L'espérance de gain du jeu est fonction de l'utilité apportée par chaque stratégie (U_A , U_B) et de la population ayant choisi l'une ou l'autre des stratégies. P est la proportion d'individus ayant choisi [A] (respectivement (1-P) population ayant choisi B).

L'espérance de gain s'écrit :

$$E(A, P) = P \cdot U_A$$

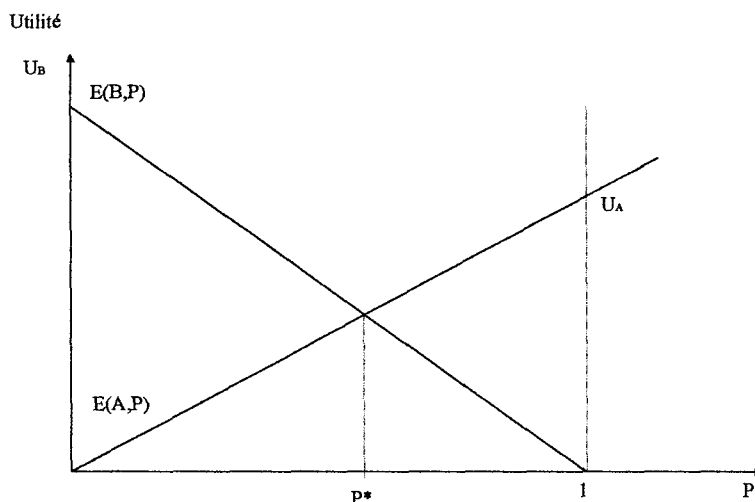
$$E(B, P) = (1-P) \cdot U_B$$

⁶⁸ B. Arthur (1988) montre que cette logique est particulièrement vérifiée dans le cas des choix techniques.

Figure n°2.4.2.1.

Espérance d'utilité et stratégies concurrentes

Source : R. Boyer et A. Orléan (1994)



La convention B ne peut supplanter A que si la proportion d'individus adoptant B dépasse un seuil critique d^* tel que :

$$d^* = \frac{U_A}{U_A + U_B} = 1 - P^*$$

Cet effet de masse implique que les populations engageant une stratégie déviante puissent se coordonner pour changer simultanément de comportement. Les obstacles à ce type de coordination peuvent être tellement importants que la pression au conformisme conduise à des situations durablement insatisfaisantes empêchant par là même toute tentative d'innovation. Comme l'indiquent les auteurs, « *tout se passe comme si les conventions devenaient autonomes et échappaient au contrôle des hommes qui les ont pourtant créées* » [R. BOYER et A. ORLÉAN (1994), p. 226].

En univers controversé, la structuration des systèmes techniques est donc susceptible d'être influencée par des tendances conformistes, elles-mêmes auto-renforcées par la multiplication d'expériences similaires. Un process donné, adopté par un nombre suffisant d'autorités organisatrices, peut donc se diffuser rapidement jusqu'à devenir une SES. Le moteur initial de cette diffusion est le niveau de l'espérance de gain que le système procure.

En termes de stratégie industrielle, ce mécanisme pousse les prestataires à diffuser leurs propres schémas techniques de la façon la plus large et la plus rapide possible. Étant placés en situation d'asymétrie d'information, les décideurs locaux auraient donc tendance à adopter les techniques les plus largement diffusées. Leur espérance de gain resterait ainsi liée à la proportion d'individus ayant choisi la stratégie en question. L'effet de population dominerait donc l'ensemble du raisonnement.

Pour se maintenir, une stratégie doit permettre cette rapidité de diffusion en autorisant sa généralisation de façon large et immédiate sans entraîner de fortes contraintes de coût [R. BOYER et A. ORLÉAN (1994), p. 236]. Une stratégie dominante, en univers controversé, n'est donc pas forcément la stratégie la plus performante ; ce sera avant tout une option répondant aux contraintes d'universalité immédiate tout en assurant une espérance de gain suffisante.

À terme, cet effet de population risque d'empêcher l'innovation en faveur de dispositifs plus performants. Par définition, un système innovant est anticonformiste. A

priori, il ne bénéficie donc pas de l'appui d'une population large. Sa diffusion se trouve ainsi freinée par le poids de l'ancrage de la stratégie dominante. Or à quoi bon innover si l'option créée ne peut être diffusée ?

Compte tenu de l'importance du caractère autorenforçant des conventions en vigueur, on peut s'interroger sur les raisons et les mécanismes permettant d'assurer une transition d'une formule à une autre. Afin de répondre à cette question, R. Boyer et A. Orléan proposent une typologie distinguant quatre types d'enchaînement :

- L'effondrement général : une convention dominante s'effondre brutalement, par conséquent la valeur limite p^* devient très proche de 1, ce qui permet à un petit nombre d'individus $1-p^*$ de faire prévaloir une nouvelle stratégie.
- L'invasion : le groupe ayant adopté une convention entre brusquement en compétition avec une autre population dotée d'une seconde convention. Si cette nouvelle population excède le seuil critique, le groupe se convertira à la nouvelle convention.
- La traduction : une nouvelle convention peut être rendue compatible avec l'ancienne et garantir ainsi une certaine traduction facilitant le passage de l'une à l'autre.
- L'accord : cette dernière formule introduit la capacité de communication entre les individus et donc la possibilité d'harmonisation des stratégies. Les agents s'accordent sur diverses procédures de coordination socialement construites mettant en rapport les populations afin de définir une procédure de changement de convention.

Il est possible de résumer cette typologie à l'aide d'un tableau :

Tableau n°2.4.2.1.

Typologie des formules de changement de convention

Source : d'après R. BOYER ET A. ORLÉAN (1994), pp. 229-232.

TYPLOGIE	MÉCANISME	FORMALISATION	EXEMPLES
Effondrement général	Destruction de conventions existantes	$\exists U_A \Leftrightarrow \exists P^* \rightarrow 1$ $U_A \leq 0 \Leftrightarrow U_A \neq \text{SES}$	Guerres mondiales Crises importantes
Invasion	Compétition entre deux populations adoptant des stratégies différentes. P' est la proportion de population adoptant B, P celle adoptant A	$P' > 1 - P^*$	Culture américaine Transplants japonais
Traduction	Organisation d'une compatibilité entre A et B. B est traduite dans les termes de A.	$U(B/A) \neq 0$	Logiciels MAC-PC Trains à grande vitesse pouvant emprunter les lignes classiques
Accord	Coordination sociale et accord sur des procédures équitables	Rupture des tendances conformistes par exemple par l'intervention de l'État	Monnaie unique Sens de circulation routière

Ces différentes formules de changement de convention correspondent chacune à un mécanisme articulant les effets de population, de compatibilité ou d'opposition stratégique.

Dans les trois premiers cas, les logiques d'évolution des conventions semblent s'imposer aux individus, soit du fait du caractère plus ou moins pérenne (effondrement général) et adaptable (traduction) des stratégies dominantes, soit en raison de mécanismes macroéconomiques traduisant des effets de masse (invasion). Seul l'accord mobilise une

réelle coordination supposant une communication entretenue entre les agents. Socialement construite, cette dernière formule souligne le fait que la mobilisation de groupes d'acteurs sur un projet commun peut conduire à l'imposition d'une nouvelle convention dominante.

II.2.2. De l'importance des réseaux d'innovation

Ce constat nous amène à souligner l'intérêt que présentent les réseaux d'innovation qui peuvent, quant à eux, imposer l'effet de masse exigé par la dominance du conformisme. Considéré par certains comme « *un mode de coordination alternatif au marché, au contrat et aux conventions* » [S. BEJEAN et M. GADREAU (1997), p. 77], le réseau conduit à la production de comportements globaux, non réductibles à l'agrégation des décisions individuelles de membres qui le composent. En ce sens, le réseau possède une dimension propre, créatrice de ressources [S. BEJEAN et M. GADREAU (1997), p. 82]. Au-delà de la seule recherche d'actifs et de ressources marchandes, cette dimension est également d'ordre cognitif [G. DOSI, D. TEECE et S. WINTER (1990)]. La coordination entre les acteurs formant un réseau a la particularité de viser la consolidation d'effets d'apprentissage et de savoir-faire complémentaires.

L'usage de technologies, l'innovation, la répétition de certaines tâches, contribuent à créer des connaissances et savoir-faire au sein de chaque système organisé. Partant, la coordination de ces compétences peut alimenter un patrimoine cognitif commun et renforcer ainsi les performances organisationnelles de l'ensemble du réseau.

Cette logique de production d'externalités positives est d'ordre rétroactif et procède d'une véritable dynamique d'auto-organisation. La production séquentielle d'un savoir commun contribue à orienter les choix techniques et cette orientation alimente elle-même le patrimoine cognitif du réseau. La succession de séquences de changement « sélectionne » ainsi les dispositifs techniques tout en créant certains effets d'irréversibilité. En d'autres termes, le réseau oriente les choix technologiques et modifie ainsi la distribution des stratégies que les agents économiques peuvent adopter. Les décisions dépendent de la distribution des choix antérieurs et déterminent les probabilités futures d'adoption des alternatives stratégiques.

Par conséquent, la coordination des acteurs est susceptible de déplacer la proportion des individus adoptant une stratégie donnée au-delà du seuil critique permettant à cette stratégie de supplanter la convention dominante. Le concept de réseau d'innovation peut donc contribuer à expliquer la diffusion de dispositifs particuliers en articulant différents facteurs liés à l'apprentissage, l'irréversibilité, la sélection et la distribution statistique des stratégies.

Placés en univers controversé, les choix techniques sont ainsi sensibles à ces différents mécanismes de changement de convention. Outre la définition de nouveaux équilibres microéconomiques, la modernisation des systèmes de gestion des déchets ménagers nécessite donc une gestion rationnelle et efficace de ces paramètres. Les effets de population, les paradigmes technologiques, les sélections techniques naturelles se doivent donc d'être pris en compte dans notre analyse des processus de changement.

Reprenons notre raisonnement. Si, en début d'analyse, une approche microéconomique standard permet de déterminer les conditions d'adoption de formes séparatives de gestion des déchets ménagers, une analyse spécifique des variables intervenant dans ces conditions conduit à admettre la forte sensibilité des formules ainsi définies. Les données quantitatives et les aspects comportementaux déterminant les bénéfices futurs des options technico-organisationnelles demeurent souvent instables. De plus,

l'incertitude liée à l'évolution future de la pertinence écologique de certaines solutions techniques contribue à créer un univers décisionnel controversé.

Selon Boyer et Orléan, dans ces conditions, les choix techniques sont en partie liés à l'évolution de conventions. Les décisions se basent ainsi sur des anticipations considérées comme suffisamment rationnelles, dont l'évolution est influencée par la distribution statistique des stratégies des autres agents. Plus généralement, les développements de cette section montrent que l'évolution des techniques adoptées au niveau intercommunal respecterait des règles de type évolutionniste (sélection naturelle, effets de population, invasion, traduction etc.). Nous pensons que l'interprétation et la modélisation économique des changements techniques dans le domaine des déchets devront intégrer ces règles.

CONCLUSION DU SECOND CHAPITRE

Tirant les enseignements des conséquences possibles d'un dispositif réglementaire fondé sur les capacités de réponse des politiques procédurales, dans ce second chapitre, nous nous sommes attachés à l'étude des logiques économiques guidant ces politiques. Notre objet était ici de montrer que les actions, organisées à partir des conditions économiques du changement, étaient définies en univers controversé, ce qui fournissait un fondement raisonnable à l'hypothèse de choix stratégiques élaborés sur la base de conventions. À partir de ce constat, nous cherchions à montrer en quoi l'action procédurale, requise par la spécificité du cadre juridique des déchets ménagers, se trouvait soumise à certaines règles de type évolutionniste.

Pour parvenir à cette conclusion, nous sommes partis des *conditions microéconomiques* déterminant la morphologie des changements techniques. En nous appuyant sur un modèle simplifié, nous avons postulé que le changement pouvait être abordé en fonction de deux systèmes, l'un adoptant un schéma de type « tout élimination », le second étant qualifié de « système technique séparatif ». Les réflexions portées sur les conditions du passage du premier système au second nous ont fournis les conditions d'indifférence entre les deux solutions techniques. Ces conditions déterminent la frontière entre le maintien d'un système traditionnel de gestion des déchets et le passage à une gestion modernisée, organisée autour du principe de séparation des flux en fonction de filières de valorisation et d'élimination adaptées à chaque fraction collectée. En examinant de plus près ces conditions, nous avons pu souligner la forte sensibilité des variables exogènes du modèle ainsi défini et, en particulier le poids de facteurs aléatoires sur la détermination des solutions à adopter.

Ces observations distinguent deux aspects essentiels de la problématique décisionnelle étudiée :

- Premièrement, l'optimisation du changement technique dépend étroitement de la qualité de l'information à disposition des décideurs.
- Deuxièmement, une partie des données ayant un caractère incertain, l'univers dans lequel s'élaborent les décisions est marqué par la controverse.

En étudiant le premier point au regard des formes envisageables pour les montages juridiques des systèmes locaux, nous avons pu identifier des problèmes d'ordre cognitif liés aux asymétries d'information et à l'imperfection de la circulation des données. La coopération intercommunale et les possibilités de délégation du service public au secteur privé conditionnent ainsi en partie la maîtrise de l'information nécessaire à l'optimisation des dispositifs locaux.

En venant s'ajouter au poids des incertitudes, l'ensemble de ces facteurs contribue à créer un **univers décisionnel controversé** où se mêlent complexité, imperfections d'accès aux données et asymétries informationnelles. Dans de telles conditions, la distribution des choix stratégiques se structure en fonction de *mondes possibles, partiellement exclusifs*. En d'autres termes, la dynamique des conventions occupe une place prépondérante dans les processus de changement observables à l'échelle des communes et de leurs regroupements. Or, selon l'analyse proposée par Boyer et Orléan (1994), elle-même fondée sur le concept de stratégie évolutionnairement stable, cette

dynamique engendre des effets de masse dont les conséquences sur la sélection des options stratégiques se traduisent par une rigidification des trajectoires décisionnelles. Par ce biais, les conventions, ainsi que leurs traductions en termes de choix politiques, accèdent à une certaine autonomie, échappant ainsi au contrôle des agents économiques qui les ont créées.

L'approche originale proposée par Boyer et Orléan confère à notre problématique un profil théorique proche de la vision *évolutionniste* des changements. En effet, l'observation de *sélections naturelles* rattachées à des *effets de masse*, ainsi que l'hypothèse d'une tendance à la *rigidification de choix séquentiels* dépendant de *trajectoires technologiques*, requièrent un approfondissement de l'analyse de ces questions. Celui-ci fait appel à des approches s'attachant à l'étude spécifique de ces mécanismes dont le profil demeure, somme toute, éloigné des conceptions traditionnelles des processus d'innovation et de diffusion technologique.

Tirant les enseignements de ce constat, nous proposons, dans le chapitre suivant, de poursuivre ces réflexions par la construction d'outils analytiques fondés en partie sur les apports de l'école évolutionniste.

CHAPITRE 3

UNE DYNAMIQUE DE CHANGEMENT REQUÉRANT UNE INTERPRÉTATION ET UNE MODÉLISATION DE TYPE ÉVOLUTIONNISTE

Dans le but de rechercher les conséquences théoriques de la spécificité du cadre réglementaire de la gestion des ordures ménagères, nous avons, au cours du chapitre précédent, identifié les fondements économiques des changements techniques élaborés au niveau intercommunal. En vue d'une approche empirique de ces résultats, nous proposons une formalisation des mécanismes ainsi explicités.

En abordant les mécanismes économiques guidant les processus de changement au sein des organisations intercommunales, nous avons pu constater la place qu'occupent les controverses ainsi que certaines logiques évolutionnistes dans les décisions.

Dans ce chapitre, nous montrons que ces séquences de changement technique et organisationnel suivent un modèle commun, de type évolutionniste, intégrant l'anticipation et l'apprentissage.

Notre démarche repose sur les enseignements de l'école évolutionniste dont nous rappelons les principaux axes lors d'une première section.

Une seconde section est consacrée à la construction du modèle séquentiel de changement technique.

SECTION 1

LES APPORTS ÉVOLUTIONNISTES POUR UNE INTERPRÉTATION DE LA DYNAMIQUE DE CHANGEMENT

Les réflexions menées jusqu'ici ont montré que les décisions locales étaient confrontées à d'importantes controverses, elles ont également souligné la place occupée par l'imperfection de l'environnement de sélection des systèmes et la sensibilité de ceux-ci aux conditions initiales.

La confirmation du réalisme de ces hypothèses nous conduit à aborder la dynamique des changements techniques et organisationnels sous l'angle proposé par l'école évolutionniste.

Dans cette première section, nous montrons que la spécificité des dynamiques de changement, analysée au sein d'un secteur donné, conduit à adopter une lecture dynamique des modes de coordination organisationnels. Dans l'optique d'une modélisation des évolutions, cette lecture nous amène à aborder notre problématique sous l'angle de l'apprentissage organisationnel.

Après un rappel des principales hypothèses évolutionnistes, nous verrons que l'enseignement de cette école fournit un fondement théorique à la persistance d'une certaine spécificité des changements et d'une diversité des trajectoires technologiques.

Ces réflexions nous amèneront à envisager une modélisation ciblée sur la dynamique des organisations et, de façon plus spécifique, sur l'évolution de leur capacité d'apprentissage.

I. L'évolutionnisme : une école néo-schumpeterienne

Bien que le programme évolutionniste se soit constitué vers la fin des années soixante avec les contributions de R. Nelson et S. Winter remettant en cause un certain nombre d'hypothèses néoclassiques (rationalité, l'équilibre...), on attribue généralement le véritable lancement de l'École évolutionniste à l'ouvrage de ces deux auteurs paru en 1982 : *An Evolutionary Theory of Economic Change*

Dans cet ouvrage, R. Nelson et S. Winter proposent une nouvelle approche de la firme visant la compréhension du changement économique et de la dynamique complexe des innovations technologiques. Cet objectif les amène à faire appel aux modèles biologiques darwiniens renforçant ainsi le lien entre les deux disciplines (économique et biologique) déjà initié par les travaux de Malthus. Aujourd'hui, ce schéma de référence s'est fortement affaibli et l'évolutionnisme contemporain tend à se recentrer sur le thème également très riche de l'auto-organisation [B. PAULRÉ (1997)]. Le programme évolutionniste s'inspire d'ailleurs fortement des thèses de Schumpeter, se qualifiant elle-même d'école « néo-schumpeterienne ».

L'analyse schumpeterienne de l'entreprise innovatrice interprète le changement technologique comme un processus de « destruction créatrice ». Contrairement au postulat néoclassique qui considère que l'entreprise s'adapte à un état donné de la technologie [R. LARUE DE TOURNEMINE (1991)], Schumpeter explique que l'entreprise innovatrice

remet en cause les équilibres initiaux. L'entrepreneur qui innove modifie les structures technologiques existantes et cette « perturbation », ce « bruit », mène à la création de nouveaux systèmes de production. Ces ruptures constituent les véritables moteurs du développement économique. Schumpeter place ainsi l'entrepreneur innovateur au centre des facteurs de croissance et de développement. L'approche schumpeterienne se veut résolument systémique. L'économie y est étudiée en tant que système dynamique en permanente restructuration [voir J.L. CACCOMO (1996), p. 30]. L'innovation est intégrée à la sphère économique et devient le moteur principal de son évolution. Schumpeter propose donc une nouvelle vision du cycle économique (notamment dans son ouvrage de 1939) intégrant différents niveaux d'analyse : trend versus aléa, structure versus stratégie, système versus agent.

Fidèles à leur principal inspirateur, les évolutionnistes poursuivent dans un même esprit la recherche d'une interprétation des changements et de la diffusion des technologies. G. Dosi et B. Coriat (1996) définissent les théories évolutionnistes de la manière suivante :

« ...Sous le nom de théories évolutionnistes, on désignera un ensemble d'effets de conceptualisation et de modélisation qui ont en commun de porter l'accent sur les propriétés dynamiques des économies, caractérisées par la fréquente introduction d'innovations de formes multiples, des processus décentralisés de production de la nouveauté, et des mécanismes collectifs de sélection ».

Selon SAVIOTTI (1995), cinq hypothèses distinguent les évolutionnistes des néoclassiques :

- Ils réfutent l'idée d'équilibre général et lui préfèrent l'idée de destruction créatrice propre aux approches complexes. Cette position les amène à distinguer les systèmes ouverts, caractérisés par un éloignement de l'équilibre conduisant à des changements qualitatifs, des systèmes fermés dont l'équilibre repose sur le désordre.
- Selon eux, le changement technologique est primordial pour le développement économique.
- Les incertitudes et les éléments stochastiques tiennent une place centrale dans leurs approches : *« Au voisinage des transitions de systèmes ouverts, les fluctuations augmentent et rendent très importante l'incertitude ».*
- L'hypothèse de discontinuité est également soutenue. Selon elle, le changement qualitatif induit des bifurcations.
- La distribution des propriétés des agents est aussi importante que leur valeur moyenne.

II.

L'approche évolutionniste des changements techniques et organisationnels

II.1. LE RÔLE DE L'APPRENTISSAGE

L'apprentissage se définit comme étant un *« processus par lequel la répétition et l'expérimentation font que des tâches sont effectuées mieux et plus vite et que de nouvelles opportunités de production sont identifiées »* [G. DOSI, D.J. TEECE, S.WINTER (1990), p. 242].

L'apprentissage peut également se définir par ses cinq caractéristiques :

- l'apprentissage est cumulatif,
- il implique une compétence davantage organisationnelle qu'individuelle,
- la connaissance acquise par apprentissage est accumulée sous forme de « routines organisationnelles »,
- ces routines, définies comme des « comportements réguliers et prévisibles face à certaines situations concrètes », peuvent être statiques ou dynamiques,
- elles constituent des actifs spécifiques selon la définition donnée par les transactionnalistes.

Cette approche permet de montrer le caractère séquentiel et cognitif de la formation de certains systèmes. Le rôle des *feed-back* est donc mis en avant avec, en filigrane, l'enjeu du développement de systèmes d'informations performants.

La technologie est, pour une large part, le résultat de processus d'apprentissages soit par la pratique (« *learning by doing* ») soit par l'usage (« *learning by using* ») soit encore par l'interaction (« *learning by interacting* »). Selon le principe du *learning by doing*, dont la paternité est généralement attribuée à K. Arrow [M. LOUAZEL (1996)], la conduite des opérations de production permet l'acquisition d'un *savoir-faire*. L'apprentissage par l'usage – introduit par N. Rosenberg – est, quant à lui, lié à l'utilisation des produits ou des procédés de production. B. Lundvall ajoute à ces deux principes, l'idée d'apprentissage par interaction, c'est à dire l'apprentissage dont fait bénéficier la coopération durable entre les différents acteurs de projets innovants.

Compte tenu de ces principes d'apprentissage, on comprend que la technologie soit généralement spécifique aux organisations qui l'exploitent. La constitution, au sein de ces organisations, de systèmes techniques élaborés est contrainte par ce qu'elles ont appris, c'est un processus auto-entretenu suivant une *trajectoire technologique*.

II.2. LES TRAJECTOIRES TECHNOLOGIQUES

Les approches en termes de paradigme et de trajectoire technologique, telles que les développent les principales publications évolutionnistes [R. NELSON et S. WINTER (1982), G. DOSI *et alii* (1988)], tentent d'endogénéiser le changement technique en tant que dynamique de déséquilibre. Leurs interprétations des processus d'innovation, dans leurs caractères dynamiques et séquentiels, constituent un apport théorique essentiel à la compréhension des changements structurels.

Contrairement aux approches traditionnelles, les travaux évolutionnistes interprètent les processus d'innovation, non pas à partir de technologies données *a priori*, mais en fonction de technologies résultant de ces mêmes processus d'innovation. La technologie est donc une variable endogène, la donnée *ex ante* étant constituée par le potentiel de développement. Ce potentiel, appelé *paradigme*, désigne plusieurs chemins (les *trajectoires*) aboutissant à une technologie.

La première composante du *paradigme technologique* est la base de connaissance ou « *knowledge base* » [R. NELSON et S. WINTER (1992)]. Sachant que l'innovation est avant tout la solution d'un ensemble de problèmes articulant des objectifs et contraintes multiples, elle dépend étroitement des capacités cognitives et scientifiques de ceux qui la produisent.

La réponse aux problèmes posés nécessite l'utilisation d'informations sur les expériences passées et une capacité scientifique de la part des inventeurs.

Selon Nelson et Winter la « *knowledge base* » peut permettre de caractériser une technologie.

Les connaissances nécessaires à la dynamique innovatrice possèdent un caractère spécifique dans le sens où elles articulent plusieurs ensembles de connaissances plus ou moins codifiées. Par exemple, le progrès dans le matériel de collecte séparative en porte à porte nécessite l'apport de connaissances en matière :

- de conditions de recyclage des matériaux séparés (granulométrie, niveau de pureté exigé, problèmes de rupture de charge...);
- d'adaptation technique aux caractéristiques des territoires desservis;
- de technique de chargement mécanisé des containers.

Chacun de ces éléments bénéficie ou non d'expériences antérieures ou de résultats scientifiques stabilisés.

Partant de ces connaissances de base, l'innovation est le fruit de modèles et de procédures formant ce que Dosi (1988) appelle un *paradigme technologique*. Le paradigme technologique est assimilable à un potentiel de développement fixé à un moment donné, à partir duquel différentes voies innovantes peuvent se tracer. Le paradigme définit ainsi les voies envisageables pour le développement technologique et le modèle de diffusion associé aux « technologies de référence » (électricité, semi-conducteurs...). Les gisements du paradigme sont exploités au sein de *trajectoires technologiques*. Selon Dosi, les processus d'innovation sont sélectifs, orientés vers des fins tout à fait précises, ils sont également cumulatifs dans leur capacité à résoudre efficacement les problèmes. Le chemin tracé par ces différentes interactions technico-économiques constitue la trajectoire technologique.

Cette trajectoire est maintenue tant qu'il n'y a pas de changement de paradigme. Une transformation radicale du paradigme modifie les fonctions économiques à la base des trajectoires, ce qui provoque un changement de direction dans les processus d'innovation.

III.

Sélection naturelle et diversité des trajectoires

III.1. UNE PLACE NOUVELLE ACCORDÉE AUX TECHNOLOGIES

Les définitions que nous venons de préciser nous conduisent à modifier notre conception de la technologie telle que nous l'avons présentée jusqu'ici. Dans les sections précédentes les données techniques étaient envisagées en fonction de l'information qu'elles produisaient. Cette information, dont l'accès est plus ou moins parfait, constitue la réserve de connaissance devant permettre l'optimisation des systèmes locaux [K. ARROW (1962)].

La représentation en termes de paradigme accorde une place différente aux technologies. Selon elle, les expériences passées contraignent l'organisation dans son processus de changement. L'organisation innove sur la base de ses propres connaissances, c'est à dire sur la base d'informations tacites et spécifiques. Ces connaissances, en tant qu'informations technologiques, sont généralement peu diffusées publiquement. Arrivé à ce niveau d'analyse, l'enseignement évolutionniste et double :

- selon les théories évolutionnistes, les organisations constituent des « blocs de compétence » qui s'enrichissent et se complètent en permanence;
- par ailleurs, la technologie cesse d'être une simple information, *un bien collectif indivisible et inappropriable* [M. LOUAZEL (1996)]. Par conséquent il existe désormais une justification économique forte à l'investissement en recherche et développement : celle de bénéficier, pour un temps donné, des fruits de l'innovation produite.

Outre le caractère spécifique de l'information, la place de l'incertitude, telle que nous l'avons abordée auparavant, est également modifiée [J-L. GAFFARD (1990), p. 242].

Les alternatives techniques n'étant plus prédéterminées, l'hypothèse néoclassique n'est donc plus respectée. En effet, les modèles standards de type bayessiens, se basent sur des alternatives technologiques données au moment du choix qu'opère le décideur. Dans le cas présent, les alternatives ne sont plus stables et déterminées, elles sont dynamiques et incertaines même si elles reposent sur des paradigmes fixés *ex ante*.

Le degré d'incertitude évolue par ailleurs en fonction des changements de paradigme. L'apparition d'un nouveau paradigme technologique est susceptible de créer diverses trajectoires multipliant par là même le nombre des alternatives. De même un paradigme « en fin de vie » ne permet pas toujours de connaître l'intensité des changements de trajectoire qu'impliquera l'apparition d'un nouveau paradigme. *A contrario*, une trajectoire technologique bien établie réduit l'incertitude et le risque du fait du caractère cumulatif des successions de décisions et, plus généralement du renforcement des « routines » organisationnelles.

III.2. SPÉCIFICITÉ DES CHANGEMENTS

III.2.1. Routines et spécificité

Dans l'ouvrage de R. Nelson et S. Winter (1982), le concept de « routine » est évoqué en référence au patrimoine génétique de la théorie biologique de l'évolution. D'après G. Dosi, D. Teece et S. Winter : « *Les routines sont des modèles d'interactions qui constituent des solutions efficaces à des problèmes particuliers* » [G. DOSI, D. TEECE, S. WINTER (1990), p. 243].

Les routines ont une dimension tacite, non codifiable, qui souvent ne peut être énoncée :

- elles peuvent être *statiques* : simplement dues à la reproduction de tâches.
- ou *dynamiques* (de niveau supérieur) : orientées vers l'apprentissage et le développement de nouveaux produits et procédés.

La notion de routine, clairement ancrée dans la structure même des organisations, explique en partie le caractère spécifique et localisé du changement technique. Cette question est fondamentale. Quand bien même les évolutions suivent des trajectoires elles-mêmes fondées sur un paradigme technologique, rien ne permet *a priori* d'expliquer la persistance d'une variété des technologies telle qu'on peut l'observer de façon empirique. Au contraire, le caractère quelque peu déterministe (quoique marqué par le risque et l'incertitude) des mécanismes que nous venons d'aborder pourrait laisser croire qu'à terme, les séquences de sélection technologique conduiraient à une uniformisation des schémas à l'ensemble des organisations. Le processus, séduisant sur un plan théorique, ne s'observe que rarement dans la réalité. Comment alors expliquer cette persistance de la variété des innovations ?

Comme nous l'avons vu en abordant la question des routines, à chaque moment, la base de connaissance est enrichie de façon spécifique, cumulative et tacite. Cette spécificité se retrouve logiquement dans les schémas technologiques développés localement, au sein même des organisations.

Les dispositifs locaux se trouvent donc influencés par les caractéristiques cognitives, culturelles et organisationnelles des structures. La dimension « culturelle » de

ces influences est, par ailleurs, renforcée par les activités connexes de l'organisation, voire même par les autres secteurs d'activité présents sur le territoire considéré. Ainsi, un dispositif de collecte séparative pourra s'inspirer des collectes développées par les activités agricoles, en particulier pour le ramassage des déchets organiques ou alimentaires. De même, la présence sur le territoire intercommunal d'associations pratiquant le ramassage de produits divers (notamment les vieux vêtements) au porte à porte peut inciter l'autorité organisatrice à orienter son dispositif de collecte en conséquence.

Il résulte de tout cela, une profonde différenciation des schémas techniques légitimée le plus souvent par « le bon sens » et le savoir-faire local.

Le caractère localisé du changement est entretenu par les limites cognitives des décideurs et par l'impossibilité qu'ils ont à accéder à l'ensemble des alternatives techniques sans dépasser le seuil d'acceptabilité des coûts de recherche et développement. En d'autres termes, l'apprentissage est lui-même un phénomène localisé, il ne bénéficie donc qu'aux techniques effectivement mises en œuvre localement. Partant, le choix en faveur de tel ou tel dispositif dépendra non seulement du prix relatif des solutions techniques mais aussi du niveau de connaissance qui leur est associé [A. ATKINSON, J. STIGLITZ (1969)]. Cette logique expliquerait en partie la lenteur du démarrage des premières collectes sélectives, celles-ci s'accéléralent avec, d'une part, le processus cumulatif des apprentissages locaux (*learning by doing and using*) et, d'autre part, la coopération entre les acteurs des projets innovants (*interacting*). Ce dernier facteur de diffusion des connaissances nous amène à souligner l'importance des réseaux d'innovations.

Les nouveautés techniques et organisationnelles sont façonnées par l'interdépendance entre les acteurs du changement. L'analyse en termes de réseaux se doit donc d'être intégrée au sein des réflexions globales que nous portons sur les processus d'innovation [J-L GAFFART (1990), p. 344].

L'idée de réseau d'innovation sous-entend l'échange d'informations sur les dispositifs techniques et leur efficacité respective. Elle introduit donc la problématique de la qualité de la communication entre les parties du réseau : jusqu'où et avec qui communiquer ?

La mise en place de réseaux signifie la réunion d'acteurs ayant chacun un intérêt particulier et son propre langage. Cette contrainte impose la détermination d'intérêts communs et la « traduction » des messages spécifiques en un langage unique. En parallèle, le réseau passe par la consolidation d'un système d'intéressement, lui-même garanti par des actions de contrôle. Le contrôle a ici pour objet d'éviter les comportements de passager clandestin et l'ensemble des actes opportunistes susceptibles de faire échouer le projet commun à l'ensemble du réseau.

Les réseaux technico-économiques (RTE) ainsi constitués, réunissent un ensemble d'acteurs souvent hétérogènes (centres de recherche, entreprises, autorités organisatrices, pouvoirs publics...) qui participent collectivement et de façon coordonnée à l'élaboration et à la diffusion d'innovations. Les RTE ne se limitent pas aux seuls acteurs qui les constituent : ils s'élargissent à l'ensemble des interactions qui organisent des rapports entre recherches scientifico-techniques, marché et service public.

Ces structures sont particulièrement représentées dans le domaine des déchets ménagers. Les CRI (Comité de Recyclage par l'Innovation) en fournissent un exemple. Leur rôle moteur et fédérateur dans le domaine du recyclage [A. GABET *et alii* (1997), p. 10] est aujourd'hui consolidé par d'autres institutions (ADEME, Agences Régionales de l'Energie, CNRS...), associations (ERRA, ISWA, AGHTM, AMORCE, FEDEREC, Cercle Nationale du Recyclage, Association des Maires de France...) et entreprises (Éco-Emballages, Adelphe...). Ces différents acteurs coopèrent de façon plus ou moins soutenue et se structurent en réseaux différenciés par leurs objectifs et langages spécifiques.

III.2.2. Les effets de lock-in et leurs conséquences sur le maintien de paradigmes

Comme nous l'avons vu plus haut, les difficultés relatives aux choix techniques sont aggravées par le caractère irréversible de certains changements séquentiels (effets de « lock-in »). Dans le secteur des déchets ménagers, de nombreux choix techniques pris à un moment donné dépendent des choix antérieurs et commandent les choix futurs. On peut ainsi considérer que l'état actuel des organisations étudiées est avant tout le fruit de leur histoire respective.

Selon cette logique, l'inversion des variables de contrôle, qui ont pu induire des séries de changements structurels, ne permettrait pas d'observer un retour à l'état initial de ces systèmes. L'évolution des schémas techniques et organisationnels suit donc une trajectoire plus ou moins rigide, dont les degrés de flexibilité et de réversibilité dépendent de l'intensité du cumul des effets de lock-in.

Les effets de lock-in ainsi définis, peuvent apparaître à différents niveaux des systèmes organisationnels. Dans un article récent, A. Gratacap propose une recherche à deux niveaux [A. GRATACAP (1997)] :

- Au niveau du système relationnel (système socio-politique) : l'organisation en réseau implique une répartition des tâches, cette répartition peut provoquer des situations d'enfermement relationnel historiquement contingentes.
- Au niveau du système productif : recherche des infrastructures mécaniques techniquement dépendantes d'autres facteurs de production (par exemple les containers de collecte séparative mécanisée adaptés aux bennes de collecte compartimentées). Ces infrastructures mécaniques conduisent à des situations d'enfermement technique.

Les trajectoires tracées en fonction de procédés ou de conventions dominants à une période donnée, sont en partie irréversibles et ne peuvent être remises en cause qu'en cas de changement radical de paradigme.

Le lancement des premières expériences de collectes séparatives illustre bien ce mécanisme. Dans les années soixante-dix le paradigme sur lequel reposaient les schémas communaux de collecte des déchets était celui du ramassage en mélange, en sacs ou en poubelles. Avec le succès des expériences menées sur des sites pionniers comme La Rochelle et le Havre à partir de 1974 et, de manière plus conséquente, les systèmes de Dunkerque et Bapaume, le paradigme s'est profondément modifié en ouvrant la voie vers le développement du tri en amont de la collecte. Aujourd'hui, ce paradigme est maintenu et la diversité des trajectoires qui en découlent repose essentiellement sur l'effort demandé aux usagers et sur les fractions d'ordures ménagères à séparer du flux en mélange.

III.3. LES SÉLECTIONS NATURELLES

Le caractère localisé de ces phénomènes irréversibles n'empêche pas pour autant que des processus de sélection plus globaux ne s'opèrent. Cette idée est développée depuis les premières publications se réclamant du courant évolutionniste [R. NELSON et S. WINTER (1982)] et se formalise sous la notion de « *trajectoire naturelle* ». Selon cette notion, certains aspects de l'évolution des technologies sont communs à nombre de secteurs d'activité. Ainsi, la place des *économies d'échelle* nécessaires à l'exploitation d'un dispositif

peut être un critère de sélection généralisable. En effet, si une technologie de traitement nécessite l'accroissement de la taille des autorités organisatrices qui la mettent en œuvre, la sélection sera favorable à son développement si et seulement si, les économies d'échelles nécessaires sont en accord avec la taille optimale de l'intercommunalité en question, celle-ci étant déterminée par les caractéristiques de la demande en service public (cf. chapitre 1, section 3).

D'autres critères de sélection peuvent également entrer en jeu comme la mécanisation de l'activité, la flexibilité, les possibilités de redéploiement des actifs etc., autant de critères pouvant intégrer une modélisation positive ou normative du développement technologique.

Si l'idée de trajectoire naturelle semble souligner l'existence d'un principe général de sélection, elle ne permet pas de prime abord d'expliquer la diversité des trajectoires observées empiriquement. L'approche proposée par Pavitt tente de combler ce manque [K. PAVITT (1984)].

III.4. COMPRENDRE LA DIVERSITÉ DES TRAJECTOIRES

À partir des diverses trajectoires issues de processus cumulatifs localisés, il est possible de dégager des variables structurantes, véritables déterminants du développement technologique. Ces déterminants peuvent être aussi bien internes qu'externes aux systèmes techniques.

Les déterminants internes sont essentiellement composés par le capital de connaissances scientifiques entretenu au sein même de l'organisation. Ils peuvent se développer grâce à la communication interne, entre les services et entre les niveaux hiérarchiques [J. GALBRAITH (1973)].

Les déterminants externes proviennent de la sélection opérée par les usagers clients, fournisseurs, par l'apport de contributions scientifiques externes ou encore par la concurrence.

Partant, les trajectoires technologiques se déterminent en fonction :

- des sources des technologies,
- des types d'utilisateurs du produit de l'activité,
- des modes d'appropriation (techniques ou non) des résultats de l'innovation

On peut alors en mesurer les caractéristiques en fonction :

- des sources de la technologie mise en œuvre dans les process,
- du poids relatif des innovations de processus et des innovations de produit,
- de la taille relative des organisations innovantes,
- de l'intensité et de la direction des diversifications technologiques.

En combinant ces critères discriminants, il est possible de regrouper les firmes – ou plus généralement les organisations – en plusieurs catégories. Pavitt en distingue quatre :

- les organisations ou les secteurs dominés par l'offre de biens d'équipement,
- les firmes ou les secteurs de production de masse,
- les offreurs ou les secteurs d'activité spécialisés,
- les firmes ou secteurs d'activité basés sur la science.

D'autres auteurs comme T. Lakshmanan (1987) ou encore L. Soete et M. Miozzo (1990) utilisent ce type de classement afin de l'appliquer aux services. La logique inhérente aux taxonomies proposées par ces auteurs nous paraît particulièrement riche d'enseignements dans l'optique d'une modélisation des comportements face aux changements techniques et organisationnels. Elle permet en particulier de structurer les

trajectoires d'innovation en fonction de leurs déterminants, de leurs directions et de leurs caractéristiques.

Cette méthode semble particulièrement adaptée à la comparaison d'organisations présentes dans *différents secteurs*. La spécificité des données techniques et technologiques de ces secteurs permet en effet de distinguer des variables structurantes susceptibles d'orienter les trajectoires d'innovation. Dans ce cas, on considère le profil de l'activité comme le principal déterminant des évolutions technico-organisationnelles.

Lorsque l'étude porte sur *un secteur donné*, ce type d'approche a plus de difficulté à offrir des réponses satisfaisantes à la question de la spécificité des changements. Le cadre analytique étant plus ciblé, la recherche des facteurs de différenciation des évolutions nécessite une investigation plus proche du cœur des structures de production. De notre point de vue, elle fait appel à une lecture dynamique des modes de coordination organisationnels.

IV.

Une lecture dynamique des modes de coordination organisationnels

En adoptant une lecture dynamique des modes de coordination organisationnels, nous visons non seulement les différents états des organisations, mais également leur cheminement dans le temps en fonction de leurs propres logiques de changement.

L'idée sous-jacente à cette démarche est de considérer que la structure des organisations conditionne leur capacité d'apprentissage et d'innovation.

Plusieurs travaux corroborent cette hypothèse, en particulier les analyses d'auteurs comme T. Burns et G.M. Stalker (1961) pour qui la dynamique de changement demeure conditionnée par les obstacles humains et la contribution du leadership à la résolution de problèmes posés par l'environnement. Selon leur approche, la capacité de réponse des organisations face à un environnement changeant réside dans le passage de l'entreprise de type « mécanique » au type « organique ». Le type « mécanique » est caractérisé par une spécialisation et un isolement des tâches pour chaque catégorie de problème, un contrôle immédiat par le supérieur hiérarchique et l'attribution d'un domaine précis à chaque rôle fonctionnel. Le type « organique » implique une redéfinition régulière des tâches, une participation de chacun au-delà de ses attributions, un contrôle et une autorité assurés par plusieurs personnes, une déségmentation de la communication et une culture de l'apprentissage par l'interaction. Le passage d'un type à l'autre se traduit par une plus grande intégration des composantes des organisations ainsi que par un gain en capacité d'apprentissage collectif. En d'autres termes, l'art d'engager et de diriger le changement serait étroitement lié à la qualité de *l'apprentissage organisationnel*.

L'apprentissage organisationnel est ici défini comme « *un processus collectif d'acquisition et d'élaboration de connaissances et de pratiques participant au remodelage permanent de l'organisation* » [V-I DE LA VILLE (1998, p. 96]. Bénéficiant d'un intérêt sans cesse renouvelé, cette notion fait l'objet de nombreux travaux universitaires depuis plus de vingt ans. À l'intersection de l'économie, de la sociologie et des sciences de gestion, ces travaux ont pour dénominateur commun de s'inscrire dans la perspective théorique tracée par Argyris et Schön [B. DE MONTMORILLON (1998), p. 20, A. GUILHON (1996), p. 214, C. MILDER (1994), p. 341].

Celle-ci distingue l'apprentissage organisationnel de l'apprentissage individuel, dans le sens où une organisation détient généralement un savoir moindre que celui de ses membres. Ce qui préoccupe l'analyste, c'est le savoir « collectivisé » mobilisant des *théories d'action*. Les membres d'une organisation sont ainsi appréhendés comme des acteurs

affichant des règles formelles de comportement (*espoused theory*) et utilisant des règles effectives de travail (les *theories-in-use*) [C. ARGYRIS et D.A. SCHÖN (1974)]. L'identification de deux théories distinctes intervenant dans la coordination des actions collectives constitue un aspect fondamental de l'apport de Chris Argyris et Donald Schön. Cette hypothèse implique un « double jeu » de la part des acteurs du système dont les composantes peuvent très bien être incompatibles. Les deux faces du comportement des acteurs interviennent dans les séquences d'évolution de chaque organisation en faisant intervenir différentes stratégies relevant soit de la recherche de satisfaction, de la justification ou encore de l'opportunisme. « *Les individus apprennent à communiquer des messages contradictoires, agissent comme si lesdits messages ne l'étaient pas, rendent indiscutables leurs actions précédentes et font à son tour de l'indiscutabilité un indiscutable* » [C. ARGYRIS (1995), p. 34]. Les mécanismes complexes produisant l'apprentissage organisationnel construisent ainsi leurs propres obstacles (les *anti-learning*). Parmi ces obstacles, on trouve les « routines défensives organisationnelles », que Chris Argyris définit comme les politiques qui « *évitent aux individus, aux groupes, aux intergroupes et aux organisations de connaître l'embarras ou la menace et qui les empêchent en même temps d'en identifier et d'en atténuer les causes* ». Ce type d'obstacle à l'apprentissage organisationnel peut parfois s'observer au sein des administrations publiques locales ainsi qu'en témoigne notamment la contribution de Brunsson (1989). Étudiant l'administration locale suédoise, l'auteur propose une description des entraves aux changements résultant de la conduite « surprotectrice » des acteurs. Ceux-ci parviennent à identifier leurs échecs mais, bien que se sachant dans l'erreur, maintiennent leurs comportements (p. 57-58). La prise de conscience de la légitimité du changement ne suffit plus à l'engagement des actions nécessaires. La gestion des problèmes s'effectue selon des routines spécifiques, basées sur la préservation des structures en place. Les autorités ne parvenant pas à sortir de leurs problèmes, elles justifient leur comportement en expliquant qu'il résulte de la nature même de leur politique.

Selon Argyris, au sein des administrations publiques, ce type d'entrave au changement conduit à trois conséquences :

- une conséquence de premier ordre ; entraver la détection et la correction des erreurs ;
- une conséquence de deuxième ordre ; gêner la résolution des problèmes et la prise de décision ;
- une conséquence de troisième ordre ; affaiblir l'efficacité des organisations.

Partant, il est nécessaire d'apporter une interprétation fiable des logiques de production, de routines défensives, afin de mieux comprendre comment interviennent ces entraves à l'apprentissage. Dans cette optique, Argyris et Schön (1978) proposent un modèle basé sur les séquences de résolution de problèmes. Les auteurs partent du constat selon lequel l'apprentissage, qu'il soit individuel ou collectif, est le fruit de la détection et de la correction d'une erreur. Ce dernier est défini comme un écart entre une intention et ses conséquences effectives. La découverte de cet écart constitue la première étape de l'apprentissage. Suivent alors d'autres phases visant une consolidation des corrections.

Le modèle proposé distingue quatre facteurs principaux structurant les voies de progression de l'apprentissage organisationnel. Le premier facteur est celui qui va motiver le changement, il regroupe l'ensemble des conditions initiales du système étudié :

- l'état des structures techniques et organisationnelles,
- la morphologie des comportements,
- les performances et les résultats en t0.

L'identification et les processus de résolution des erreurs constituent le deuxième facteur. Le troisième est représenté par la *theory-in-use* désignant les règles de réponses

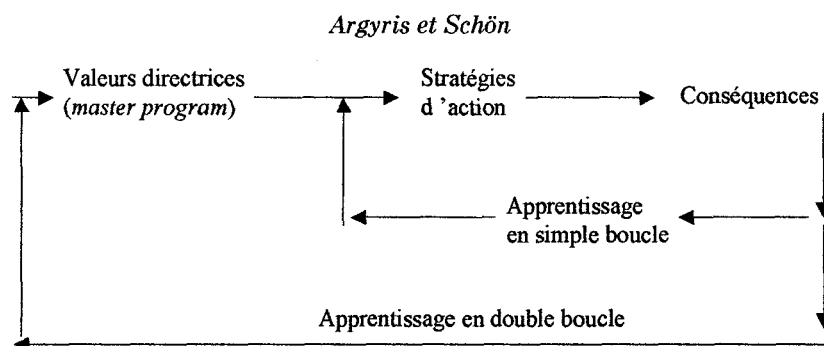
appliquées par les membres de l'organisation. Provenant en particulier des routines développées au sein des structures, ces théories regroupent les aspects les plus spécifiques des mécanismes comportementaux. Le type d'apprentissage identifié dans l'évolution des organisations sera donc directement lié à leur stabilité à leur volatilité.

Enfin, les variables de rigidité et d'immobilité (*l'anti-learning*) viennent s'ajouter aux facteurs structurants et précisent les risques de blocage dans les processus de changement.

Ces facteurs étant identifiés, Argyris et Schön proposent un modèle distinguant deux types d'apprentissage de nature différente. Le premier fait appel à une modification des actions et ne requiert qu'un apprentissage en simple boucle (*single loop learning*), c'est à dire un apprentissage n'entraînant aucune modification des règles de décision ou des routines organisationnelles. Le second change le *master program* qui conduit « un individu à médire même s'il prétend qu'il n'en n'a pas l'intention » [C. ARGYRIS (1995), p. 67]. Il requiert donc un apprentissage en double boucle (*double loop learning*) modifiant les normes et les règles de décision ainsi que les routines opérant dans une activité.

Figure n°3.1.4.1.

Apprentissage en simple boucle et apprentissage en double boucle



Les *master programs* sont des « théories d'action » précisant les moyens à employer dans le but de parvenir à un objectif donné. Ils sont dirigés par des conventions, des valeurs qui définissent les voies stratégiques à emprunter. C'est au sein de ces théories d'action que l'on distingue l'*espoused theory* et la *theory-in-use* évoquées précédemment.

Les *theories-in-use* ont pu faire l'objet d'une typologie précise, issue d'une recherche abondante effectuée dans différents continents du globe (Amérique du Nord, Europe, Amérique du Sud, Afrique et Extrême Orient). Le modèle d'Argyris et Schön articule une étude des théories d'usage, des *master programs* et des *anti-learning* devant permettre l'interprétation des mécanismes de changement conduisant les organisations à des gains de performance.

Largement inspirée de ce modèle, notre approche retient les apports issus des notions de « boucle d'apprentissage » et de « théorie d'action », tout en y adjoignant les fruits de contributions plus spécifiquement évolutionnistes. L'association des thèmes évolutionnistes avec la question de l'apprentissage organisationnel présente en effet l'intérêt de dépasser la notion de routine tout en offrant un cadre quelque peu formalisé permettant de mieux comprendre la dynamique des innovations.

SECTION 2. MODÉLISATION DES SYSTÈMES D'ÉVOLUTION ORGANISATIONNELS

Dans cette section nous envisageons la construction d'un modèle servant de cadre analytique à une approche dynamique de l'apprentissage organisationnel applicable au secteur de la gestion des déchets ménagers. La spécificité de notre approche est de dépasser la simple étude de l'état initial des systèmes et de leur « forme souhaitable » (l'état final) pour y intégrer les logiques de leur cheminement temporel, les processus de changement et l'apparition d'irréversibilités. Pour cela nous prendrons appui sur les enseignements évolutionnistes ainsi que sur les travaux s'inscrivant de façon plus précise dans le courant de l'organizational learning.

I. Les composantes du modèle

I.1. LE SYSTÈME INTERNE

Afin d'appréhender le fonctionnement des systèmes d'apprentissage opérant dans le domaine des déchets ménagers, nous distinguons trois composantes du système interne :

- Le système cognitif regroupant les capacités d'accès et de traitement de l'information ainsi que les mécanismes réactifs relevant des routines organisationnelles.
- Le système téléologique, c'est à dire le mode de définition des objectifs de la structure.
- Le système fonctionnel, aussi bien technique qu'organisationnel, correspondant aux process de collecte, de traitement et de valorisation mis en œuvre.

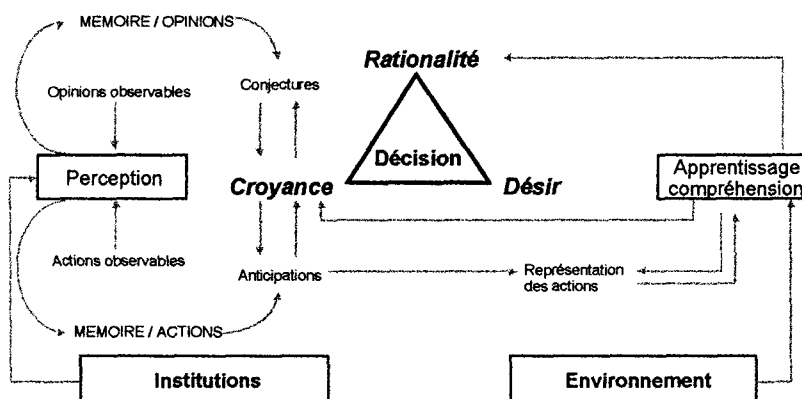
I.1.1. Le système cognitif

L'efficacité du système cognitif dépend de la capacité d'accès à l'information, de la pertinence de son traitement et de la faculté de mémorisation des messages. D'après le modèle cognitif développé par Bertrand Munier (1995), toute décision individuelle résulterait de l'articulation entre rationalité, désir et croyance. La rationalité et la croyance du décideur seraient sensibles à son cadre institutionnel et à son environnement. Les interactions complexes que déterminent les choix peuvent ainsi être modélisées en représentant le système cognitif à travers les liaisons inductives qui le régissent (figure n°3.2.1.1.).

Figure n°3.2.1.1

Modèle cognitif de décision de Bertrand MUNIER

Source : d'après B. MUNIER (1995)



Le modèle de B. Munier nous apporte un certain nombre d'enseignements. Il explique tout d'abord qu'il est possible de concevoir les modèles cognitifs à partir de liens inductifs en intégrant des problématiques telles que la perception ou la compréhension. De façon plus générale, le modèle distingue les différentes variables de cognition ainsi que leurs liens systémiques. Partant, il convient de transcrire ces apports heuristiques selon une dimension organisationnelle. Pour cela nous pouvons nous inspirer des apports de la théorie des organisations, notamment des approches stratégiques et systémiques.

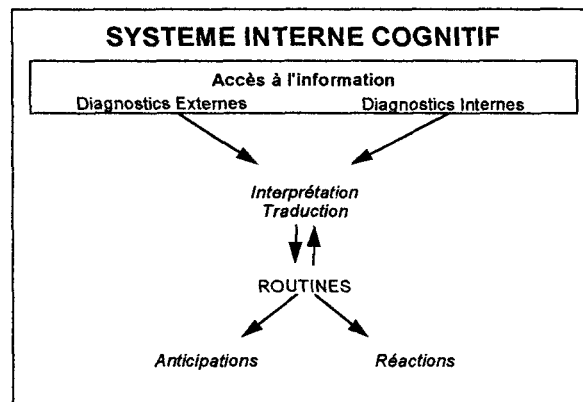
Les procédures décisionnelles, considérées ici, sont de type séquentiel. Dans ces conditions, l'agent évalue l'option prise immédiatement après l'avoir engendrée. Cette évaluation nécessite l'acquisition et le traitement partiels d'informations qui vont être intégrées à la fonction d'anticipation sous la forme d'un apprentissage (*learning by doing*).

La première variable que nous intégrons au modèle est donc *l'accès à l'information*. Selon l'approche stratégique, cette variable correspondrait aux *diagnostics internes et externes*. L'accès à l'information interne est lié aux systèmes de contrôle et aux réseaux de diffusion de l'information en interne. D'après le modèle de Jay Galbraith (1973) ces systèmes de contrôle dépendent de l'influence respective du produit et de la fonction dans les prises de décision. Dans le secteur des déchets ménagers, les systèmes de contrôle seront essentiellement fonctionnels, bien que, avec le développement de la collecte sélective, le contrôle-qualité des produits triés prenne une place de plus en plus importante.

L'accès à l'information externe traduit la capacité de l'organisation à acquérir l'information relative à son environnement institutionnel, technologique, physique... bref à l'ensemble des facteurs susceptibles d'influer directement ou indirectement sur le fonctionnement des systèmes de gestion.

L'information fait ensuite l'objet d'une interprétation, d'une traduction dans des termes compréhensibles par l'organisation. Bien entendu, cette phase interprétative est sensible aux conventions en vigueur et à leur évolution (*cf.* chapitre 2, section 4). Elle repose également sur les caractéristiques statistiques, mnésiques et épistémologiques des modes de lecture pratiqués. En d'autres termes, la traduction des faits perçus sera sensible à la mémoire et aux modèles qu'emprunte traditionnellement l'organisation. Elle entretient donc un lien inductif fort avec les routines et le savoir-faire organisationnels.

Figure n°3.2.1.2
Représentation simplifiée du système interne cognitif
 (Représentation personnelle)



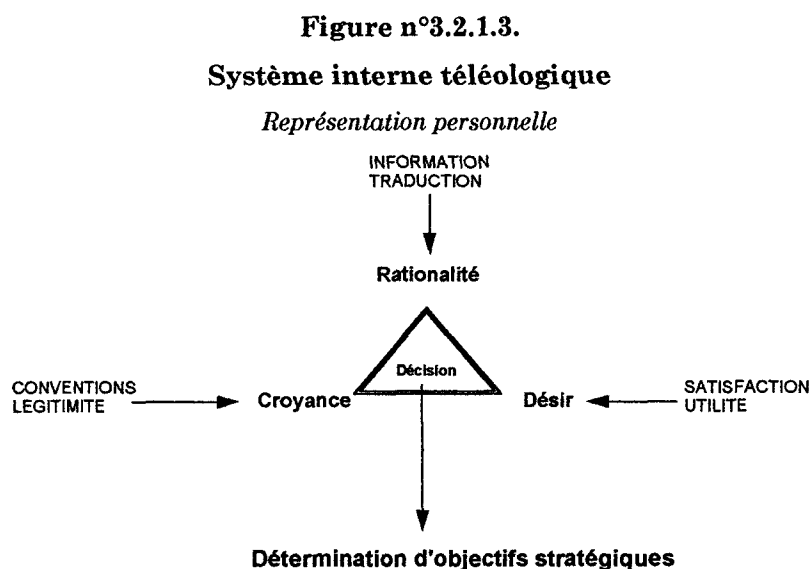
Au niveau du système cognitif, les variables d'activation sont essentiellement socioculturelles (sensibilité écologique, sensibilité face aux enjeux financiers, NIMBY...). On peut néanmoins considérer que l'ensemble des variables d'activation, que l'analyse structurelle a retenu, « transite » par le système cognitif pour aboutir *in fine* à un changement structurel plus ou moins sensible. En d'autres termes, quelles que soient les variables influant sur la forme des systèmes de gestion des ordures ménagères, leur effet réel dépend toujours de la façon dont elles sont perçues et comprises par l'organisation. Un mauvais taux de valorisation peut ainsi être mal interprété et ne pas permettre une correction efficace du fonctionnement de la collecte sélective. De même, pour que l'existence de nuisances locales provoque une réaction correctrice efficace de la part du système intercommunal, il faut que les sources de pollution, les caractéristiques des polluants et les mécanismes de diffusion soient bien interprétés. En univers controversé, ces conditions ne sont pas toujours respectées (*cf.* chapitre 2, section 4).

1.1.2. Le système interne téléologique

Seconde composante du "système cognitif de décision", tel que le présente B. Munier, le système interne téléologique détermine les objectifs que se fixe l'organisation. L'ensemble de ces objectifs compose le système de valeur de la personne ou du groupe d'individus détenant le pouvoir décisionnel. Le système téléologique intègre donc les notions de croyance et de désir mis en avant par B. Munier. Il intègre également la légitimité en tant que moteur principal de la décision : pour que les objectifs de l'organisation soient stabilisés, il faut qu'ils soient fixés dans le respect des conventions garantes de leur légitimité.

Comme l'indique le modèle de B. Munier, l'efficacité de la détermination d'objectifs stratégiques dépend de l'expérience et de la clairvoyance des décideurs. Les stratégies⁶⁹ déterminées par chaque décideur imposent les changements techniques et organisationnels à opérer sur le système courant de gestion des déchets (que nous appellerons « système fonctionnel »).

⁶⁹ La stratégie du joueur j s'écrit s^j et appartient à l'ensemble des stratégies mixtes du joueur j ; S^j . L'ensemble des stratégies mixtes du joueur j s'écrit Σ^j .



Comme l'indique le schéma, les trois dimensions de la prise de décision sont :

La rationalité : en situation de rationalité limitée, le rôle de l'information et de la recherche occupe une place essentielle. *A priori*, l'agent ne connaît ni l'ensemble des alternatives ni leurs conséquences. La détermination des options repose donc sur une anticipation des conséquences de chaque stratégie sur le niveau de satisfaction espéré. Cette règle d'anticipation (μ_t^j) est révisée à chaque période t selon un processus d'apprentissage cumulatif. Ce processus s'alimente de l'expérience de l'organisation et du diagnostic externe des paradigmes techniques.

Le désir : les décisions sont prises selon un modèle de satisfaction. Au lieu de maximiser son utilité, le décideur recherche la solution qui permettra de dépasser le seuil de satisfaction espérée.

La croyance : En univers controversé, le système de croyance repose sur des « conventions d'environnement ». Par ailleurs, la gestion à long terme de la problématique des déchets se décline en solutions de second rang par une « décomposition » des seuils d'utilité en critères multiples. L'espérance d'utilité est donc de type vectoriel et se décompose en n critères de second rang :

$$u^j = (u^j_1, \dots, u^j_n)$$

Ces critères respectent une règle d'incomparabilité, ils ne peuvent donc être regroupés en un seul ratio, même sous la forme d'une somme pondérée.

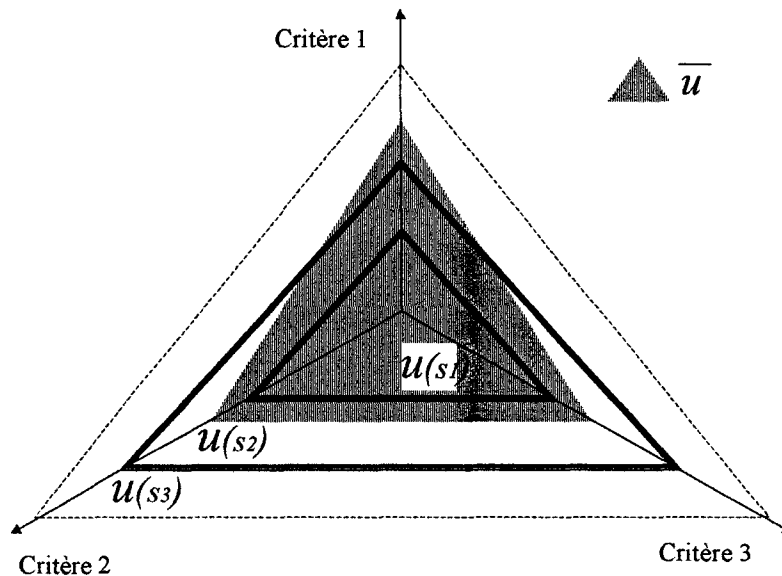
La valeur de s_j est jugée satisfaisante quand :

$$u_c^j(s_j) \geq \overline{u_c^j}, \forall c \in C^j, C^j \text{ étant l'ensemble des critères de second rang définis par le décideur et } \overline{u_c^j}, \text{ le niveau d'utilité requis pour le critère } c.$$

Si le décideur base ses choix sur trois critères, il choisira la première solution satisfaisant l'ensemble de ceux-ci (en dehors de la surface hachurée dans la figure n°3.2.1.4.).

Figure n°3.2.1.4.
Utilité espérée et critères de second rang

Source : représentation personnelle



Dans l'exemple représenté dans le graphe n°3.2.1.4., toutes choses égales par ailleurs, la stratégie s_1 n'est pas suivie car elle ne satisfait aucun des critères de \bar{u} . La stratégie s_2 n'est pas suivie non plus car deux des critères ne sont pas respectés. La stratégie s_3 est jugée satisfaisante car elle respecte l'ensemble des critères de l'utilité espérée.

Entre cognition et téléologie, la règle d'anticipation α_t^j représente l'élément causal de la séquence d'innovation. À l'instar de la construction du modèle séquentiel d'innovation de M. Amendola et de J-L Gaffard, nous supposons que « les plans que déterminent les événements d'une période donnée, reflètent des anticipations basées sur des résultats des périodes précédentes » [M. AMENDOLA et J-L. GAFFARD (1998), p. 54]. Les règles de comportement et d'anticipation dépendront donc de l'histoire du jeu à la période de décision. En d'autres termes, une décision prise à un période t dépendra de l'ensemble des issues passées du jeu jusqu'à cette période.

À une période t , l'histoire du jeu répété s'écrit $\eta_t = (s_1, \dots, s_{t-1})$,
avec $s_{t'} \in S$ pour $t'=1, \dots, t-1$.

H_t est l'ensemble des histoires du jeu à la période t .

La règle d'anticipation à chaque période s'écrit donc $\omega_t(H_t)$ et la règle de comportement $\chi_t^j(\eta_t)$. Cette dernière fonction indique la stratégie que le décideur adopte à chaque période.

Quand ces plans sont réalisés, c'est à dire dans le cas où les valeurs réelles des variables pertinentes sont suffisamment proches de leurs valeurs anticipées, il est possible de postuler une fonction d'anticipation de forme constante. Nous nous situons alors dans le cas d'une séquence de maintien d'équilibre.

Dans le cas contraire, la séquence est en rupture.

La constance de la fonction d'anticipation nécessite l'absence de changement dans le modèle de fonctionnement de l'économie. Elle implique donc le maintien des théories et des modèles construits sur la base des structures techniques et des conventions dominantes. En présence d'innovations, ces conditions ne sont plus respectées ; la constance de la fonction d'anticipation n'est donc plus assurée.

Selon une même logique, la rupture d'une séquence aura pour conséquence immédiate l'apparition d'incertitudes. Ainsi, comme l'indiquent M. Amendola et J-L Gaffard, « *quand se développent le sentiment ou la perception que quelque chose de nouveau et de différent, bien que non encore clairement spécifié, va arriver, ou est requis, l'incertitude (ou un plus grand degré d'incertitude) apparaît, associée à la perspective d'un apprentissage* ».

En réponse à ces incertitudes, l'organisation recherche généralement à augmenter la flexibilité de ses solutions. Cela se traduit par une position d'attente, d'expérimentations, permettant la révision rapide et peu coûteuse de certaines décisions. Cette recherche de réversibilité des choix vise avant tout le maintien de la liquidité, afin de ne pas amoindrir la capacité de l'organisation à répondre aux opportunités futures [J-R HICKS (1979), p. 94]. Cette capacité pourra être évaluée en considérant le système interne fonctionnel.

I.1.3. Le système fonctionnel

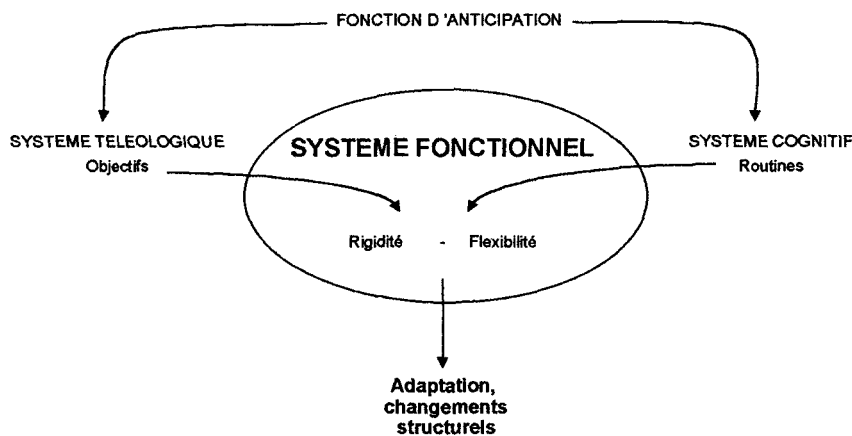
En abordant le système fonctionnel, nous pénétrons au cœur de l'organisation technique, c'est à dire dans le mode de structuration des flux et d'élaboration des process de traitement. Le système fonctionnel produit donc le cycle de vie du déchet, ses performances peuvent être traduites en termes qualitatifs (efficacité, cahier des charges...) et quantitatifs (taux de valorisation, rejets...). Les facteurs de performance constituent les principaux résultats régulièrement affichés par les collectivités locales. A ceux-ci il convient d'ajouter la caractéristique essentielle que doit intégrer un système technique évoluant en univers controversé : la flexibilité et l'étendue des "champs des possibles". À chaque séquence décisionnelle visant une restructuration des dispositifs techniques, l'analyste doit s'interroger sur les possibilités de redéploiement des actifs et d'adaptation des process aussi bien d'un point de vue technique qu'organisationnel (centres de tri, intercommunalités, tri sélectif...).

La recherche de flexibilité doit donc se traduire par le maintien des options pour le futur et la minimisation des coûts de ré-aiguillage (*switching costs*). Elle peut également signifier, d'un point de vue plus dynamique, que le choix opéré crée lui-même de nouvelles opportunités et augmente ainsi les options pour le futur.

Figure n°3.2.1.5.

Le système fonctionnel

Source : représentation personnelle



Partant d'un système fonctionnel donné, la question du changement se pose clairement lorsque le stock présent dans le processus de production du service d'élimination devient - ou risque de devenir - un « stock de déséquilibre », c'est à dire un stock qui n'est plus « ajusté aux anticipations actuelles » [M. AMENDOLA et J-L. GAFFARD (1998), p. 63]. Dans ce cas, la capacité de production ne représente plus la réponse pertinente à la situation actuelle des flux et de la demande sociale. En l'absence de possibilité d'ajustement par les prix, les besoins de changement qualitatifs viennent alors s'imposer aux services techniques et aux décideurs locaux.

La composante financière est également intégrée au système fonctionnel. En fonction du ou des modes de financement privilégiés au sein des organisations intercommunales, ceux-ci auront un caractère plus ou moins incitatif dans la régulation des flux. Le changement opéré au niveau du système de financement (budget, TEOM, REOM, redevance spéciale...) correspondra donc à une modification du système fonctionnel au même titre qu'un renouvellement du système technique. En conséquence, cette variable sera naturellement intégrée à la fonction d'anticipation sous la forme d'une contrainte de consentement à payer affectée, selon le cas, aux usagers (redevance) ou aux contribuables (taxe et budget).

In fine, les conditions du changement du système fonctionnel, et donc de l'histoire du jeu répété η_t , seront fonction des règles d'anticipation et de comportement ainsi que des critères de second rang définissant les niveaux d'utilité espérée à satisfaire. Ces critères constituent également les indicateurs de performance du système fonctionnel, ils sont de type :

- techniques ; niveau de valorisation matière, organique...
- économiques ; limitation des coûts globaux et marginaux...
- environnementaux ; pollution évitée...
- sociétaux ; effort demandé, nouvelles pratiques quotidiennes
- sociaux ; emploi, insertion...
- civiques ; popularité de l'élu...

I.2. LES SYSTÈMES EXTERNES

Le système interne est relié à son environnement par des réseaux de circulation d'informations, par des systèmes d'incitation, par la réglementation et la régulation. L'analyse structurelle⁷⁰ nous a permis, lors d'un travail préliminaire, de préciser les types de liens qu'entretiennent les systèmes internes avec l'extérieur. En particulier, nous avons pu préciser les variables d'activation développant des liaisons fortes avec l'environnement systémique.

Les systèmes de gestion des déchets ménagers sont tout d'abord sensibles à l'évolution de l'environnement *institutionnel*. La création, le développement de certaines institutions (ex : ANRED, ADEME, Éco-Emballages, certaines associations et fédérations...) crée des mécanismes d'incitation ou de sensibilisation pouvant orienter les changements techniques. Ces mécanismes sont relayés par l'environnement *réglementaire*, plus précisément par la législation liée de façon directe ou indirecte aux déchets (loi sur les déchets, directive emballages, loi sur les installations classées, sur la coopération intercommunale...).

Aux facteurs de sensibilisation, nous pouvons également joindre les événements médiatisés (système *médiatique*) dont l'impact est susceptible d'entraîner une prise de conscience de la part des élus (système *politique*) et des citoyens (système *social*) des enjeux liés aux déchets (incendies de décharges, fermeture d'incinérateurs pour cause de rejet de dioxines...).

Même si, comme nous l'avons vu dans les chapitres précédents, les interactions entre les déchets et le milieu naturel sont complexes et controversées, le problème des déchets ne peut, bien évidemment, être dissocié de l'environnement naturel et plus généralement, du vivant (*écosystème*).

Enfin, l'approche évolutionniste, que nous privilégions dans nos travaux, nous pousse à inclure aux systèmes externes les notions de *paradigme technologique* et de *réseaux d'innovation*. Le premier facteur détermine les trajectoires de changement technique en indiquant les alternatives et les potentiels de développement des différents modes de gestion. Le second renvoie aux effets de synergie et de population qu'entretient la mise en réseau des expériences en matière de collecte séparative et de mise en œuvre de procédés de traitement innovants. Pour rendre compte du poids de ces facteurs, on peut faire appel à la valeur de la fréquence des stratégies employées par les autres décideurs (notés $-j=1, \dots, j-1, j+1, \dots, J$). La différence entre cet indicateur, appelé « fréquence empirique » (σ^j), et la règle d'anticipation (ω) donne une indication de l'impact des conventions dominantes sur les résultats théoriques que prévoit le joueur j [voir R. BOYER et A. ORLÉAN (1994)].

Rappelons enfin que l'environnement est lui-même réceptif à l'évolution du système interne selon les liens externes développés par la structure, la légitimité de ses dirigeants et l'étendue des réseaux d'influence. Le changement structurel et les effets d'apprentissage qu'il implique, s'organisent ainsi de façon séquentielle en fonction des liaisons entre les sous-systèmes internes et externes. Nous appelons ces séquences "boucles d'apprentissages".

⁷⁰ Voir annexe I.

II. Les boucles d'apprentissages

Nous nous focalisons ici sur les boucles de rétroaction et sur leur capacité à porter le changement structurel sur des voies vertueuses. En partant de la structure interne aux organisations et des systèmes externes, il est possible de distinguer et de hiérarchiser trois mécanismes d'apprentissage. Ces trois mécanismes représentent, de façon formalisée, autant de boucles de rétroaction. Le modèle distingue ainsi :

- l'apprentissage en boucle simple, conduisant à des ajustements structurels ponctuels avec maintien des objectifs initiaux,
- l'apprentissage en boucle double, accompagné d'un ajustement des objectifs et d'un renforcement des capacités cognitives et adaptatives de l'organisation.
- l'apprentissage en boucle triple, conduisant non seulement à un ajustement structurel interne, mais aussi à une action sur l'environnement externe à la structure.

Observons de plus près ces différentes rétroactions

II.1. L'APPRENTISSAGE EN BOUCLE SIMPLE : LE SYSTÈME D'APPRENTISSAGE FONCTIONNEL

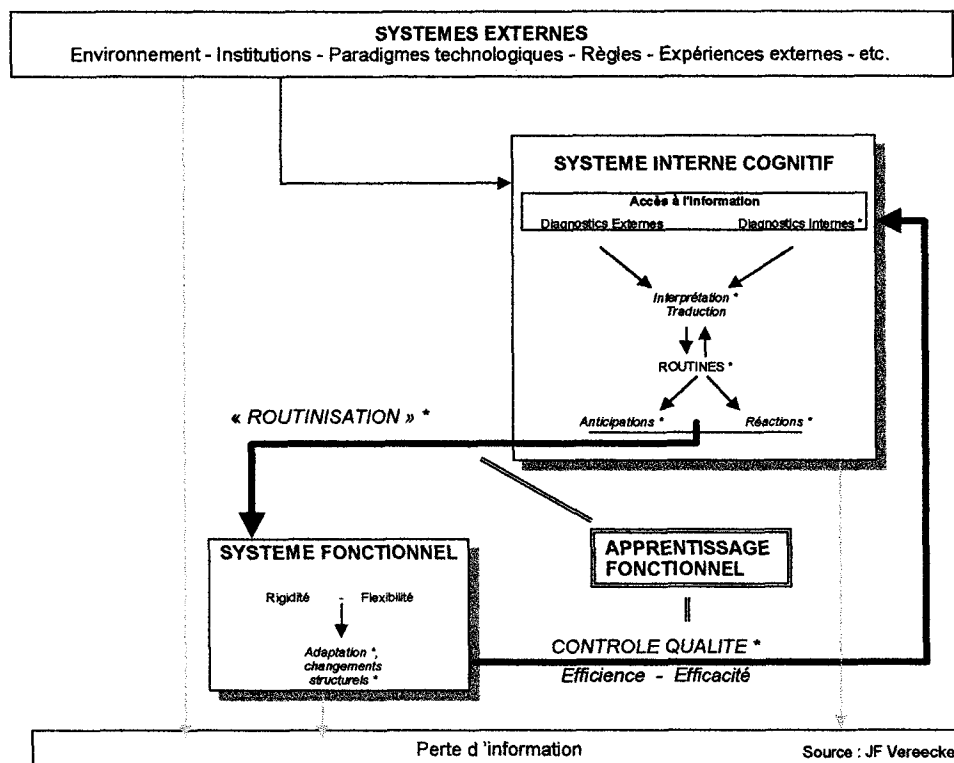
L'apprentissage en boucle simple fait appel à la capacité cognitive et à la réactivité de l'organisation. À la suite de la réception de messages provenant de l'interne (déficit de performance, inefficience...) ou de l'environnement (incitations, données juridiques, évolution de paradigmes...) l'organisation répond de façon anticipative ou réactive en mettant en œuvre des « réflexes » acquis par expérience (routines).

La réponse n'implique pas une redéfinition des objectifs de l'organisation, elle se limite à un ajustement du système fonctionnel en vue d'une amélioration des performances. Par effet rétroactif, ce mécanisme renforce les routines et le savoir-faire organisationnel. Les membres de l'organisation consolident leurs réflexes et l'ensemble des mécanismes à mettre en œuvre face aux différents messages internes et externes au système. Ils consolident également leur capacité de contrôle interne et leurs moyens d'interprétation des messages.

Figure n°3.2.2.1.

L'apprentissage en boucle simple, système d'apprentissage fonctionnel (S.A.F)

Représentation personnelle



Les composantes marquées d'une « * » sont renforcées par la boucle d'apprentissage (flèche épaisse).

Chaque composante est rattachée à un système de **variables d'activation**. Celles-ci ont été désignées auparavant par l'analyse structurelle.

II.2. L'APPRENTISSAGE EN BOUCLE DOUBLE : LE SYSTÈME D'APPRENTISSAGE TÉLÉOLOGIQUE (SAT)

Face à un défaut de performance et/ou à un changement de l'environnement stratégique de l'organisation, la structure va non seulement ajuster son tir, mais va également modifier ses objectifs.

À partir des diagnostics interne et externe, l'organisation revoit ses objectifs stratégiques de manière à modifier en profondeur les procédés techniques et organisationnels mis en œuvre. Elle va, par exemple, passer d'une optique d'élimination à une optique de valorisation matière, en décidant de mettre en place une collecte sélective. Ce processus passe tout d'abord par un aller et retour d'informations et d'instructions du système cognitif vers le système téléologique. Les objectifs sont ainsi précisés et renforcés par l'apport d'informations sous la forme d'études de faisabilité ou de scénarios prospectifs.

Partant, la révision des objectifs implique une modification du système fonctionnel :

- Investissement dans de nouveaux outils (bennes de collecte, matériel de précollecte, centres de tri, containers...)

- Réorganisation des flux (passage de C1 à C2 ou C3⁷¹, séparation de fractions valorisables...)
- Développement de nouvelles relations de service (tri à la source, apport volontaire...)
- Réorganisation générale par le regroupement intercommunal, la délégation de tout ou partie du système...

Les performances du système téléologique s'en trouvent accrues : l'acquisition d'expériences en matière d'orientations stratégiques nourrit un savoir-faire téléologique et décisionnel. Si les objectifs ainsi définis sont stables et pertinents, les responsables politiques et techniques renforcent leur légitimité interne, voire externe à l'organisation.

Les changements opérés au niveau du système fonctionnel amorcent une nouvelle boucle d'apprentissage fonctionnel. Ils développent ainsi de nouveaux savoir-faire. En parallèle, la réorientation stratégique permet une prise de conscience de l'existence éventuelle de facteurs de lock-in. En modifiant la structure et les objectifs du système, les décideurs mettent en lumière leurs contraintes d'irréversibilité ; apport minimal en incinération, spécificité des actifs etc.

Le système d'apprentissage téléologique est schématisé en page suivante.

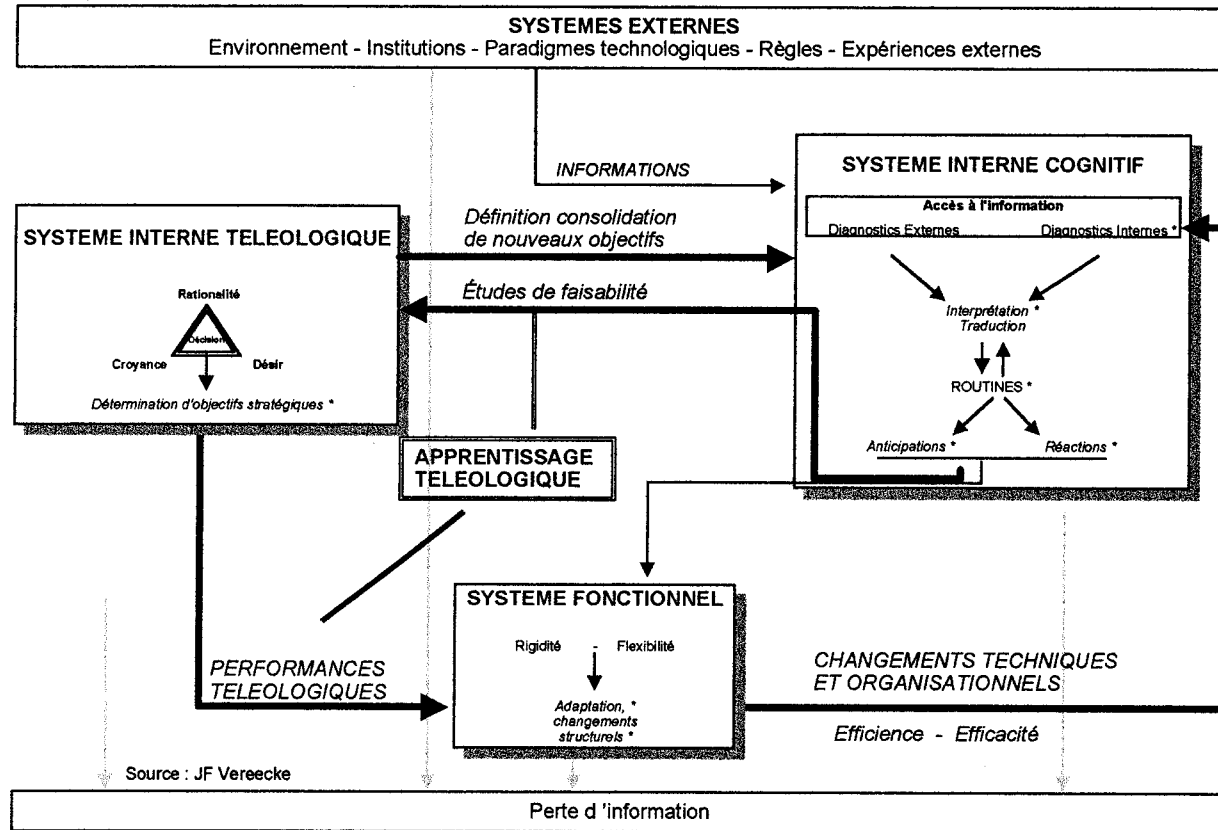
Globalement, l'étude de systèmes d'apprentissage téléologiques fait appel à une analyse des effets du changement. Ces effets portent sur :

- La capacité d'accès à l'information ; la structure a-t-elle développé de nouveaux moyens de mobilisation de données internes et externes. En d'autres termes, est-elle à même de maîtriser la complexification et le morcellement de l'information au sein de sa structure. Dans quelle mesure maîtrise-t-elle mieux l'information relative à son environnement ?
- La capacité d'interprétation de l'information ; Le changement structurel a-t-il créé de nouvelles compétences voire une certaine capacité d'expertise technico-économique interne à l'organisation ?
- La capacité de réponse par le changement structurel ; Le changement a-t-il permis de maintenir voire d'augmenter la flexibilité de la structure ? Ou, au contraire, a-t-il créé de nouveaux facteurs de lock-in ? Ces facteurs conduisent-ils à une consolidation du projet selon une voie « vertueuse » ou à un enfermement du projet dans une trajectoire insatisfaisante ?

⁷¹ C1, C2 et C3 correspondent au nombre de passages hebdomadaires des bennes de collecte. Quand une collecte est organisée en C1, les déchets ménagers sont ramassés une fois par semaine, en C2 ils sont ramassés deux fois etc.

Figure n°3.2.2.2.
Système d'apprentissage fonctionnel

Source : représentation personnelle



II.3. L'APPRENTISSAGE EN BOUCLE TRIPLE : SYSTÈME D'APPRENTISSAGE OUVERT

L'apprentissage en boucle triple traduit, d'une part une ouverture importante du système sur son environnement et, d'autre part, une légitimité de ses principaux acteurs vis-à-vis des autres systèmes.

À la double boucle, la triple adjoint une action de la structure en direction de son environnement. Compte tenu du caractère complexe de cet environnement, les traductions concrètes de ces actions seront très diverses. Le système interne pourra agir sur :

- l'apprentissage collectif et donc sur la sélection naturelle des procédés ;
- les contraintes extra-systémiques, en particulier les textes de loi, la fiscalité, le vecteur coefficient de déchets des biens et services...

Cette capacité dépendra d'une part des liens effectifs qu'entretient la structure avec son environnement (réseaux d'expériences, lobbying...) et, d'autre part, de son poids vis-à-vis de celui-ci (légitimité, rapports de force, moyens d'action directe...).

Par conséquent, l'apprentissage en triple boucle sera avant tout lié à la mise en réseau des différents systèmes locaux, que ce soit sous la forme :

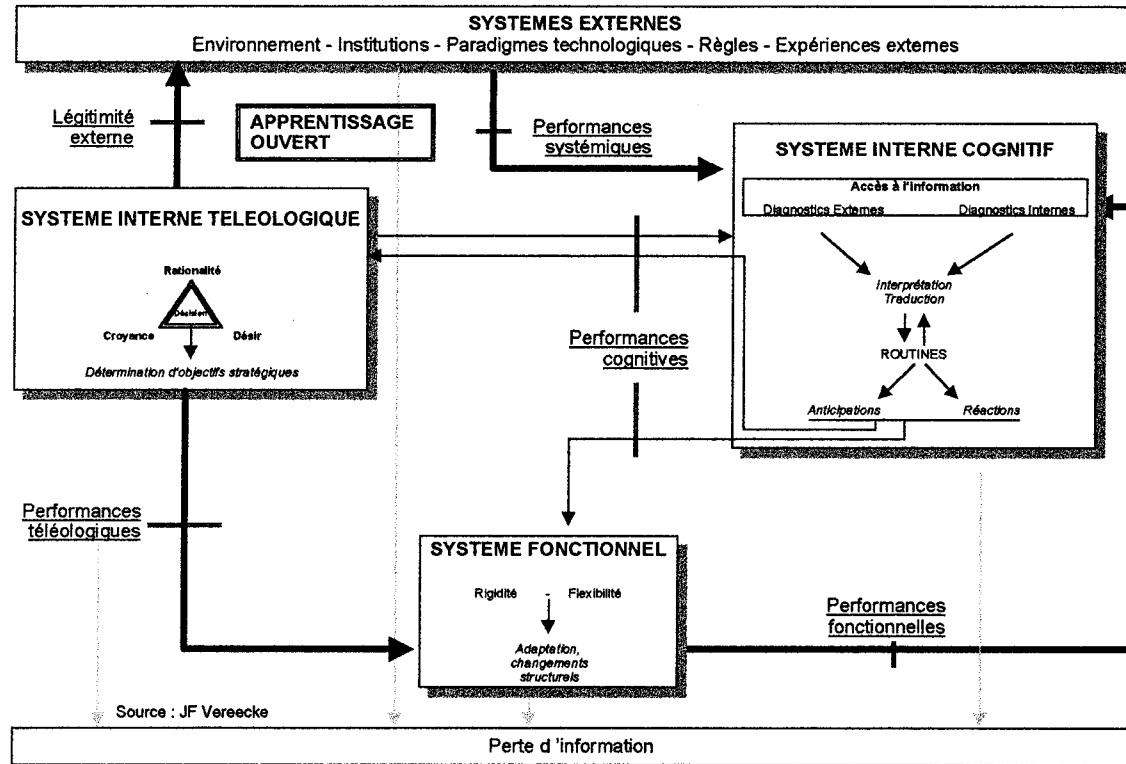
- d'observatoires (réseaux de compétences),
 - d'associations ou de fédérations (réseaux de pouvoir),
 - de coordinations d'acteurs dont les objectifs divergent (réseaux de négociation),
 - ou encore de relations de recherche et développement liant les contraintes de terrain et les techniques mises sur le marché (réseaux technologiques).
-

Figure n°3.2.2.3.

Apprentissage en triple boucle, système d'apprentissage ouvert

Source : représentation personnelle

Remarque : les flèches n'indiquent pas un ordre chronologique mais un lien inductif. Les séquences ne sont en aucun cas linéaires, les différents systèmes sont en interaction et peuvent intervenir simultanément.



Source : JF Vereecke

Le système d'apprentissage ouvert, tel qu'il est représenté ici, nous donne une image formalisée des liens inductifs structurant les sous-systèmes internes et externes. Afin d'appliquer ce modèle de façon empirique, la démarche peut emprunter le cheminement qui suit :

Dans un premier temps, l'analyse évolutionniste des systèmes s'effectue par un repérage historique de l'évolution des paradigmes techniques, des réglementations et des institutions.

L'analyse des systèmes internes peut alors être engagée en commençant par la recherche des facteurs de déclenchement des changements. Cette recherche repose principalement sur les résultats de l'analyse structurelle présentée en annexe I.

Une synthèse des divergences de réaction entre les systèmes étudiés accompagne ces travaux dans le but de dévoiler les caractéristiques dynamiques propres à chaque profil d'expérience.

On peut enfin montrer en quoi cette dynamique s'inscrit dans des trajectoires d'innovations en construisant elle-même ses propres facteurs d'irréversibilité. Cette procédure devrait fournir un certain nombre d'éléments susceptibles de réorienter les systèmes locaux vers des sentiers vertueux.

Les réflexions engagées dans cette section confirment l'idée selon laquelle il est possible de formaliser les logiques d'apprentissage organisationnel selon un modèle commun. Fondé pour l'essentiel sur un certain nombre de concepts évolutionnistes, ce modèle s'inspire également de l'approche proposée par C. Argyris et D. A. Schön.

L'intérêt d'une telle approche est de prendre en compte la spécificité des modes d'apprentissage dont bénéficie chaque forme d'organisation. À l'approche de « l'organisation point », sans épaisseur, envisagée en début d'analyse (section 1 du chapitre 2), nous avons donc préféré une vision plus systémique abordant les structures organisationnelles dans leur complexité. Cette démarche permet une différenciation entre les types d'offreurs tenant compte des facteurs essentiels en matière de changement technique, en l'occurrence la maîtrise de l'information, l'apprentissage et les différents processus cumulatifs internes aux organisations.

L'outil développé permet une structuration de l'analyse des organisations explicitant les mécanismes d'accumulation d'information et de compétences (les boucles d'apprentissage). Directement mobilisables pour des approches empiriques, les schémas devraient faciliter l'interprétation des processus de changement observés au niveau intercommunal.

CONCLUSION DU TROISIÈME CHAPITRE

Dans ce troisième chapitre, nous cherchions à élaborer un modèle représentatif des séquences de changement technique et organisationnel pouvant être observées au niveau intercommunal. À l'issue de nos réflexions, nous pouvons proposer une représentation formalisée fondée sur le concept de boucle d'apprentissage organisationnel.

Ces résultats ont en grande partie bénéficié des apports de la *théorie évolutionniste du changement économique* ainsi que de la démarche proposée par l'école de l'*organisational learning*.

Les enseignements *évolutionnistes* mettent en avant le rôle primordial de l'apprentissage et des routines organisationnelles, ce qui permet d'aborder l'innovation comme un *processus* dont l'analyse ne saurait se limiter à la seule évaluation des résultats mais envisagerait l'ensemble des étapes qu'emprunte la démarche de changement technologique. Les notions de trajectoire et de sélection naturelle sont également extrêmement riches. Elles permettent en particulier d'interpréter la persistance voire l'accentuation d'une diversité des schémas technologiques mis en œuvre.

Les apports de l'*organisational learning* viennent consolider sensiblement ces premières voies analytiques en opérant une démarche microéconomique, à l'échelle des organisations. En pénétrant dans « la boîte noire » des organisations, le programme consiste alors à adopter une lecture dynamique des modes de coordination organisationnels. Cette lecture se base sur le concept d'apprentissage. Tout en gardant à l'esprit les axes analytiques proposés par la théorie évolutionniste, la démarche offre la possibilité d'interpréter l'évolution des changements technologiques à partir des logiques séquentielles gouvernant la dynamique des innovations.

En partant de cette approche, il était alors possible d'élaborer *un modèle inductif* formalisant les mécanismes ainsi définis. Ce modèle fait intervenir quatre sous-systèmes. Au niveau intra-organisationnel, il distingue les sous-systèmes cognitif, téléologique et fonctionnel. Au niveau extra-organisationnel, le sous-système externe souligne l'influence de l'environnement institutionnel, réglementaire, social et écologique, sur les trajectoires d'innovation.

L'originalité de cette modélisation réside dans l'importance qu'elle accorde à l'articulation entre les boucles de rétroaction et les effets d'irréversibilité microéconomiques. En d'autres termes, nous concevons la dynamique des organisations en fonction de l'existence de deux forces opposées, en l'occurrence la flexibilité de l'apprentissage en double et triple boucle et la rigidité de certaines composantes des sous-systèmes identifiés. Selon l'intensité respective de chaque force, l'organisation évolue suivant des trajectoires spécifiques, ce qui pourrait expliquer la persistance de la diversité.

L'efficacité analytique du modèle peut alors faire l'objet d'une investigation empirique.

CONCLUSION DE LA PREMIÈRE PARTIE

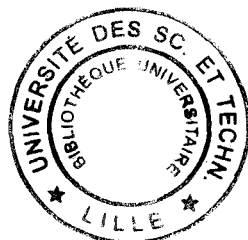
Cette première partie constitue la phase théorique, liminaire à notre recherche d'interprétation des logiques d'évolution des modes de gestion intercommunaux des ordures ménagères. L'objet de cette première partie était de parvenir à la construction d'un modèle unique illustrant les mécanismes de changement que connaissent les structures locales. Au terme de ce travail, nous proposons une formalisation des séquences de changement technique et organisationnel inspirée des enseignements évolutionnistes et de l'école de l'organizational learning.

Deux constats majeurs nous ont poussés à privilégier ce type d'approche :

Le premier a trait à l'originalité du cadre réglementaire régissant le secteur des déchets ménagers : une législation fondée sur un principe de décentralisation des choix techniques, faisant reposer l'évolution des solutions locales sur des **processus cumulatifs d'apprentissage** (chapitre 1).

Le second concerne l'environnement et les logiques décisionnelles requises par le changement technologique : des choix fondés en partie sur des conventions dont la dynamique reposerait sur des **règles de type évolutionniste** (chapitre 2).

Face aux particularités du contexte dans lequel s'élabore le processus de modernisation des systèmes locaux de gestion des déchets, la démarche analytique se doit de prendre en compte l'ensemble des facteurs influençant chaque séquence de changement. L'outil que nous développons intègre donc les phénomènes de sélection naturelle, de lock-in, de routinisation des tâches..., observables dans la plupart des cas ayant fait l'objet d'études empiriques (chapitre 3). Se voulant applicable à l'ensemble des structures compétentes dans le domaine de la gestion des ordures ménagères, il reste néanmoins spécifique à la problématique étudiée dans le sens où il repose sur les hypothèses mises en avant dans les deux premiers chapitres.



1507950

LEGENDE DES SCHEMAS TECHNIQUES

Procédés techniques de précollecte :



Poubelles traditionnelles



Sacs



Containers de collecte mécanisée et containers
compartimentés



Bacs gigognes



Container collectifs

Elimination - valorisation



Incinération



Incinération déchets spéciaux



Valorisation électricité



Alimentation réseau de chaleur



Compostage



Compostage à domicile



Recyclage



Valorisation des déchets alimentaires



Remise en état



Valorisation en travaux publics



Autres procédés de valorisation



Mise en CET

Tri-stockage-transit



Centre de tri



Station de transit



Stockage



Mise en balle



Big-bag



Déferrailage

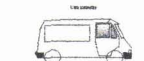
Techniques de collecte :



Bennes simples



Bennes compartimentées



Camionnettes de collecte sélective



Points d'apport volontaire



Collecte d'encombrants



Déchetteries



Contrat Eco-Emballages



Population totale



Communication



Camions « info-tri »