



HAL
open science

Développement durable en Méditerranée : une analyse économique de la gestion des déchets municipaux en France

Amandine Gnonlonfin

► **To cite this version:**

Amandine Gnonlonfin. Développement durable en Méditerranée : une analyse économique de la gestion des déchets municipaux en France. Economies et finances. 2012. dumas-00703682

HAL Id: dumas-00703682

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-00703682>

Submitted on 12 Jun 2012

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

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



Faculté des Sciences Economiques et de Gestion

Master 2 Macroéconomie Financière et Développement,
Option Recherche

**Mémoire de recherche réalisé et
soutenu H. Amandine GNONLONFIN**

Développement durable en Méditerranée : une analyse économique de la gestion des déchets municipaux en France

Sous la direction de

Yusuf KOCOGLU, Maître de conférences, Enseignant à l'UFR Sciences économiques/Toulon

01/04/2012

Remerciements

Au terme de ce travail, je voudrais dire MERCI aux personnes qui m'ont soutenue, orientée et conseillée. Je remercie bien sincèrement :

- M. Yusuf KOCOGLU, pour avoir accepté de suivre ce travail. Merci tout particulièrement pour votre disponibilité et pour vos conseils d'orientation ;
- M. Jean-Louis REIFFERS ;
- M. Nicolas PERIDY ;
- Tous les enseignants du Master 2 Macroéconomie Financière et Développement ;
- Toutes personnes qui de près ou de loin ont participé à la réalisation de ce travail par divers soutiens. Je pense à Fernand KOKO, Isabelle GAYSSET, Antonia COIMBRA et ses enfants, Destiny HOUEDANOU, Mildred QUENUM.

Résumé

Cette étude est une contribution à l'amélioration de la gestion des déchets municipaux en France qui est une question environnementale mais surtout une question de finance publique. Son objectif est double. Le premier est d'évaluer l'impact de la qualité de la consommation finale des ménages français sur l'évolution de la quantité des déchets municipaux générée. Le second objectif est de déterminer dans quelles mesures le mode de financement de la gestion de ces déchets peut permettre une réduction des impacts environnementaux et des pressions sur les finances publiques.

La série statistique des quantités de déchets disponible n'a pas permis de mesurer l'impact des modes de consommation des ménages français sur l'évolution des déchets générés. Par contre, en matière de financement, la « tarification à l'unité » au niveau des ménages combinée à une éco taxe sur les producteurs en fonction du degré de pollution de chaque mode de gestion, s'est avérée être, au terme de notre analyse, une politique optimale possible de gestion des déchets municipaux.

Mots clés : tarification à l'unité, redevance incitative, consommation durable, modes de consommation, gestion des déchets municipaux, gestion de pollutions, financement de la gestion des déchets municipaux.

Summary

This study is a contribution to the improvement of municipal waste management in France is an environmental issues but also a matter of public finance. Its purpose is twofold. The first is to assess the impact of the quality of the final consumption of French households on the fluctuation of the amount of municipal waste generated. The second objective is to determine to what extent the financing of waste management may allow a reduction of environmental impacts and pressures on public finances.

The available data on waste quantities did not permit us to measure the impact of consumption patterns of French households on the fluctuation of waste generated. By cons, in terms of funding, the "unit pricing" at the household level combined with an eco tax on producers by the degree of pollution of each process of municipal waste management, has appeared, at the end of our analysis, to be an optimal policy of municipal waste management

Keywords: unit pricing, incentive fee, sustainable consumption, municipal waste management, pollution management, funding for municipal waste management

Sommaire

Introduction.....	1
Partie 1: Cadre général et problématique.....	4
1.1- Les différentes modes de gestion des déchets municipaux en France et leurs impacts environnementaux _____	4
1.1.1- Le stockage	5
1.1.2- L'incinération	7
1.1.3- Le recyclage/réutilisation	9
1.1.4- Le compostage et autres	10
1.2- Organisation et financement de la gestion des déchets en France _____	12
1.2.1- La contribution des ménages	16
1.2.2- La contribution des entreprises et administrations.....	18
1.2.3- Les subventions d'organismes étatiques.	18
1.3- Problématique et objectifs _____	19
1.3.1- Problématique	19
1.3.2- Objectifs et hypothèses	24
Partie 2 : La soutenabilité de la consommation des ménages en France	25
2.1- Revue de littérature de la soutenabilité de la consommation _____	25
2.1.1- L'approche standard : modèle d'Arrow et al (2004)	26
2.1.2- L'approche socioéconomique et institutionnaliste : modèle de P.M. Boulanger, 2010.....	29
2.1.3- L'approche pratique ou aristotélicienne : modèle de Mardellat (2010)	33
2.2- Application empirique : modèle de Boulanger (2010) _____	36
2.2.1- Méthode	36
2.2.2- Analyse de la consommation des matières.....	38
2.2.3- Analyse de la consommation finale des ménages.....	39
Partie 3 : Politique optimale de gestion de déchets	50
3.1- Revue de littérature _____	50
3.1.1- Le modèle de Choe et Fraser (1999)	52
3.1.2- Extension du modèle de Choe et Fraser (1999) : le modèle de Glachant 2005.....	59
3.2.- Considérations empiriques de la redevance incitative en aval _____	60
3.2.1- La tarification en fonction du volume.....	60
3.2.2- La tarification par rapport au poids.....	61
3.2.3- Les impacts de la tarification à l'unité sur le comportement des ménages et la fiscalité locale	62

3.3- Analyse théorique de l'internalisation par la tarification à l'unité : tarification au volume/poids versus tarification à l'unité de pollution	64
3.3.1- Analyse théorique de l'internalisation	64
3.3.2- Discussion	68
Conclusion	71
Bibliographie	74
Annexe	79

Introduction

En 2010 nous avons été sensibilisés, dans le cadre de notre Master 2 économie, spécialité Commerce International et Equitable, aux problématiques de développement durable. Dans ce cadre, nous avons eu à travailler sur les pays de la Méditerranée pour comprendre un de ces phénomènes qui longtemps marginalisé, devient une vraie problématique environnementale : les déchets municipaux. Tous les pays qu'ils soient développés ou en voie de développement sont confrontés ces dernières années à la hausse de ces déchets produits essentiellement par les ménages. Une augmentation à la fois du volume total dû à la croissance démographique, mais aussi une augmentation du taux de production moyen par habitant.

Pendant plus d'un siècle en Europe, la gestion des déchets issus de la vie quotidienne des ménages a été motivée par le souci de la propriété des agglomérations et la préservation de la santé publique. Ce qui a d'ailleurs permis de conférer la responsabilité de la gestion de ces déchets à l'autorité publique au niveau local (commune ou municipalité) ; d'où le nom de déchets municipaux. Au cours de ces dernières décennies, c'est-à-dire à partir des années 1970, les motivations environnementales émergent. On commence par prendre conscience des effets néfastes sur l'environnement que peut avoir une gestion non contrôlée ou non maîtrisée de ces déchets ; par exemple l'infiltration dans les nappes phréatiques du jus de déchet (lixiviats) lorsqu'ils sont stockés (décharge ou enfouissement), le rejet dans l'atmosphère de particules porteuses de métaux lourds, de dioxine et de gaz divers lorsqu'ils sont incinérés. Plus récemment, un lien entre la gestion des déchets municipaux et le réchauffement climatique a été mis en évidence : le dioxyde de carbone (CO₂) et le méthane (CH₄- gaz à effet de serre vingt-cinq fois plus puissant que le CO₂), émanent des installations d'enfouissement ou de décharge. Pour répondre à ces problèmes, le premier objectif a été de contrôler ces émissions par le renforcement de la réglementation sur les installations et les techniques de traitement des déchets au niveau européen. On peut citer en exemple les directives 1999/31/CE du 26 avril 1999 sur les décharges et 2000/76/CE du 4 décembre 2000 relative à l'incinération. Le second objectif est la préservation des ressources naturelles de manière à ce que la consommation des ressources renouvelables et non renouvelables ne dépasse pas la capacité de l'environnement. D'autres modes de gestion permettant de revaloriser les déchets municipaux sont promus et une hiérarchie des différents modes de gestion a vu le jour pour une gestion plus durable : prévention, préparation en vue du réemploi, recyclage, valorisation énergétique et enfin l'élimination. La directive européenne n°2008/98/CE du 19 novembre 2008 relative aux déchets formalise le cadre juridique visant à contrôler le cycle de vie de ces déchets.

La France n'a pas été du reste dans la montée des motivations environnementales et dans une adaptation de sa politique de gestion de déchets aux nouvelles normes communautaires. En matière de traitement par le stockage des déchets, elle a imposé des mesures nécessaires au confinement des déchets, à l'étanchéité des sols et une distance minimale d'isolement des installations. En ce qui concerne l'incinération, de nouvelles normes sur les seuils de polluants organiques et les émissions de gaz dans l'atmosphère obligent les exploitants des usines d'incinération à procéder au « lavage » de la fumée issue de la combustion des déchets et à un traitement particulier pour les résidus de cendre hautement toxique.

La mise en œuvre de ces nouvelles normes et le développement de nouveaux modes dits durables de gestion des déchets municipaux ont nécessité des investissements qui ont fait augmenter les coûts d'exploitation des installations de gestion des déchets municipaux d'une part. D'autre part, sur la période de 1995 à 2009, la quantité de déchets collectée en France est passée de 28 millions à 34,5 millions soit une augmentation de 20%. Le financement de la gestion des déchets en France étant assuré à près de 90% par voie budgétaire et par des subventions, l'augmentation des coûts d'exploitation couplée de l'augmentation des quantités de déchets collectées a entraîné une forte croissance de la facture pour les municipalités. En une quinzaine d'années, la dépense nationale de gestion des déchets pour la France a été multipliée par trois. Elle est passée de 3,99 milliards en 1990 à 11,63 milliards d'euros en 2006 alors que la France est l'un des plus grands pays d'Europe dont les avancées en termes de gestion durable des déchets municipaux sont à peine perceptibles. Comparativement à l'Allemagne et aux Pays Bas où le stockage des déchets municipaux (l'enfouissement/décharge) a quasiment disparu en 2009 au profit des modes de gestion dits durables (recyclage, compostage...), la France stocke encore 33% de ces déchets collectés. De plus, malgré tout ces efforts plusieurs associations professionnelles comme, le Centre National d'Information Indépendante sur les Déchets (CNIID), Greenpeace, les Amis de la Terre, AIRPUR et soutenues par des regroupements de médecins et de cancérologues montrent que les normes réglementaires sur les installations d'élimination des déchets municipaux ne sont pas suffisantes pour garantir la préservation de l'environnement et la santé des riverains des sites d'enfouissement, de décharge et d'incinération. Les projets de constructions de nouvelles installations d'élimination ont du mal à avoir l'adhésion de l'opinion publique qui se mobilise contre la construction et l'exploitation de nouveaux sites d'élimination de déchets (même dites aux normes) et pour la fermeture et le démantèlement des sites à risque.

Toujours dans la perspective de réduction des nuisances sanitaires et environnementales induites par la gestion des déchets municipaux, le « Grenelle de l'Environnement 2 » a fixé en 2009 des objectifs prioritaires de réduction de 7% du taux moyen de production par habitant sur les cinq prochaines années, d'une amélioration du taux de recyclage de matière organique à 35% en 2012 et 45% en 2015 pour les déchets ménagers et 75% dès 2012 pour les déchets des entreprises et les emballages, d'une diminution de 15% des quantités partant à l'incinération et au stockage. Les résultats de la politique des déchets menée depuis le début des années 1990 sont une hausse de 1%, 3% et 16% respectivement du taux moyen de production par habitant, des quantités partant à l'incinération et des quantités entrant dans un processus de recyclage ou de compostage. En 2009, le taux de recyclage des matières et matériaux était de 21,4%, celui de la fraction organique de 15%. Dans ces conditions, comment atteindre les objectifs du « Grenelle 2 » à l'horizon 2015 qui demanderaient certainement des investissements supplémentaires augmentant le coût de traitement et par conséquent la charge des municipalités à qui incombe la responsabilité de la collecte et du traitement de ces déchets.

Fort de ces constats, cette étude sur le thème « **Développement durable en Méditerranée : une analyse économique de la gestion des déchets municipaux en France** » a pour but d'analyser et de trouver le meilleur moyen de (i) prévenir la production des déchets, (ii) de favoriser les modes de gestion dits durables, (iii) de réduire les nuisances environnementales et sanitaires de l'élimination et surtout (iii) d'alléger la charge pour le budget des municipalités. Le présent travail sera développé suivant trois parties.

La première partie présentera le cadre général de la gestion des déchets municipaux en France en abordant successivement les différents modes de gestion et leurs coûts sociaux, la politique de financement pour en dégager la problématique et les objectifs de notre étude.

La deuxième partie quant à elle sera consacrée à la compréhension du phénomène de la production des déchets par la recherche d'une réponse au problème de son augmentation en lien avec la croissance du revenu. La réponse à cette question permettra d'envisager une solution viable sans pour autant agir sur la croissance du revenu. Pour cela, se posera donc dans cette partie la question de la soutenabilité de la consommation des ménages français en passant en revue les modèles théoriques sur la soutenabilité de la consommation qui doit permettre par la suite de procéder à une application empirique.

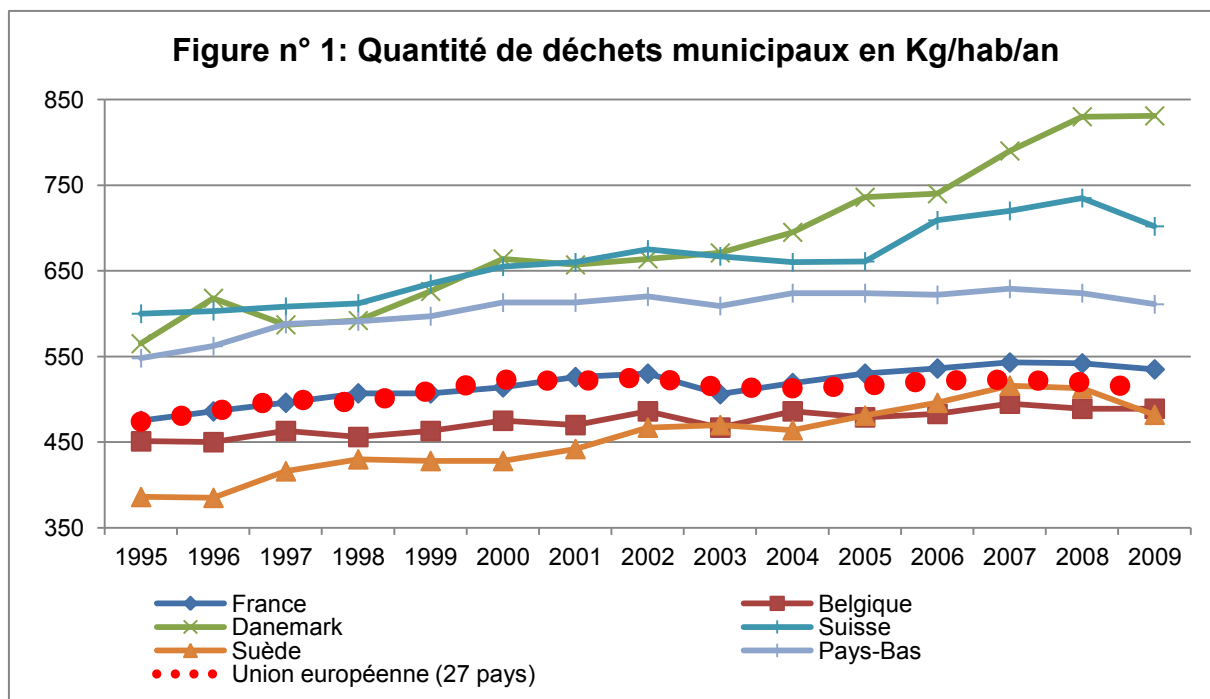
Enfin, la troisième partie, s'attachera à identifier les différentes politiques optimales de gestion de déchets sur les plans théorique et empirique afin de déterminer les conditions de réussite d'une politique de « tarification à l'unité » pour la France.

Partie 1: Cadre général et problématique

Cette partie analyse l'organisation de la gestion des déchets municipaux et leur financement en France et nous permettra de faire ressortir les enjeux environnementaux et budgétaires qui y sont liés. Les déchets municipaux sont ceux collectés et traités par ou pour le compte des municipalités. Ils comprennent les déchets des ménages, les déchets assimilés produits par les activités commerciales, les bureaux, les institutions et les petites entreprises, les déchets d'entretien des jardins et des espaces verts, et les déchets d'entretien de la voirie.

1.1- Les différentes modes de gestion des déchets municipaux en France et leurs impacts environnementaux

La gestion des déchets municipaux pose de nombreux problèmes environnementaux et sanitaires dans tous les pays du monde. En effet, tous les pays ont enregistré ces dernières années une croissance des quantités de déchets municipaux générées sous l'effet conjugué de facteurs socio-économiques et démographique. Le taux annuel de production par habitant en Europe (27) est passé de 474 kg en 1995 à 512 kg en 2009. La France au même titre que la Belgique et la Suède avait un taux moyen inférieur ou égal à la moyenne européenne en début de période. Seule la France a creusé son écart positivement de 23 kg par rapport à la moyenne européenne en 2009 (figure n°1). La quantité totale de déchets municipaux collectée est passée de 28 millions en 1995 à 34,5 millions de tonnes en 2009, soit un accroissement de plus de 20%. En 2009, un français a produit en moyenne 535 kg de déchets, soit 1,49 kg par jour. La quantité moyenne de déchets municipaux par habitant et par an a augmenté de 13% sur la période de 1995 à 2009 ce qui correspond à une croissance annuelle d'environ 1%.



Source : EUROSTAT

Le titre IV du livre V du Code de l'environnement fixe le cadre général de la gestion des déchets en France. Il concerne l'élimination de tous les types de déchets et l'ensemble des activités qui s'y rapportent (collecte, transport, stockage, tri, valorisation, traitement, dépôt ou rejet dans le milieu naturel). La difficulté dans l'élimination des déchets municipaux vient du fait qu'ils représentent un mélange hétérogène de matières qui présentent des risques de contagion. On y trouve des matières organiques, du plastique, des métaux, verres, textiles, papier ou carton, des composites, des substances chimiques toxiques, etc. Pour gérer les déchets collectés, la France utilise différents modes de gestion dont principalement : le recyclage, le compostage, la mise en décharge ou l'enfouissement et l'incinération. Ces différents modes de gestion adoptés peuvent être sources de plusieurs pollutions.

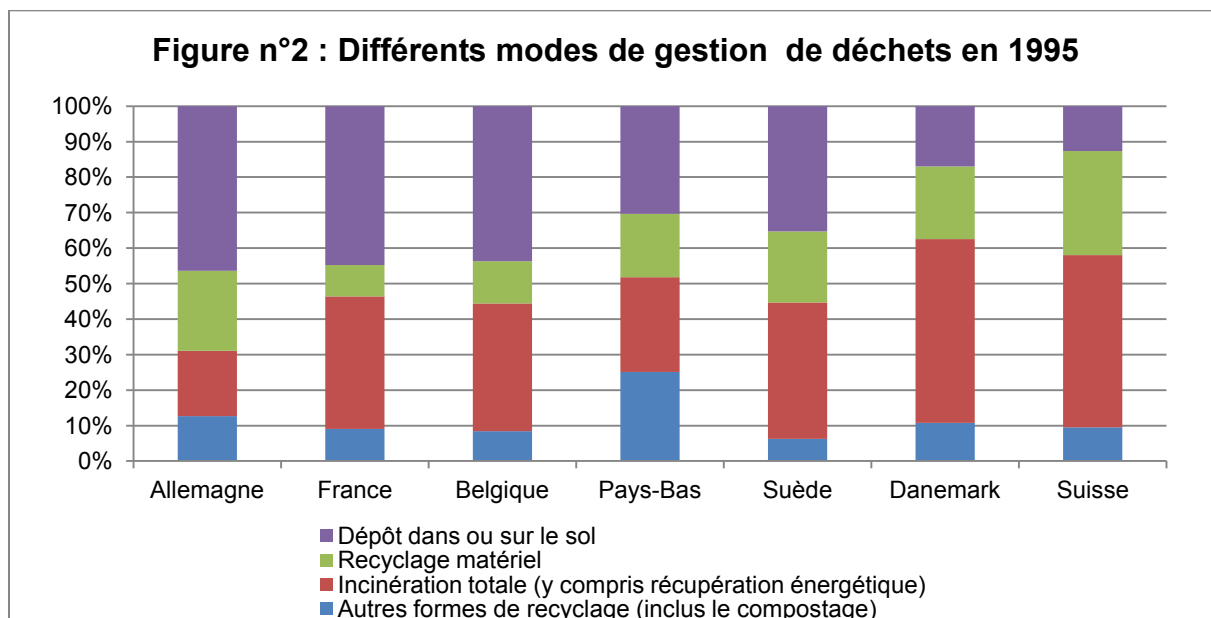
1.1.1- Le stockage

La mise en décharge ou l'enfouissement sont des modes de gestion qui permettent de stocker les déchets. Selon l'article L.541-24 du code de l'environnement, les installations d'élimination des déchets par stockage ne sont autorisées à accueillir que des déchets ultimes et ce depuis le 1er juillet 2002. Sont considérés comme déchets ultimes les déchets résultant ou non du traitement ou de la valorisation de déchets et qui ne sont plus susceptibles d'être traités ou valorisés dans les conditions techniques et économiques du moment ; notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de leur caractère polluant ou dangereux.

En France comme dans tous les pays de l'Europe, l'élimination des déchets par la mise en décharge a été le mode privilégié de gestion des déchets jusque dans les années 1980. A cette époque, les impacts environnementaux étaient méconnus et l'objectif était la préservation de la santé publique dans les agglomérations : « getting the waste out from under-foot »¹.

A partir des années 1990, les décharges sont identifiées comme source de pollution de l'air, les eaux et du sol notamment par l'émission du méthane (gaz à effet de serre), l'infiltration des jus de déchets (les lixiviats) et la contamination du sol qui nécessite l'immobilisation des terres (souvent agricoles) pendant trente ans au minimum après l'arrêt de la réception des déchets. Pour atténuer les impacts environnementaux de la mise en décharge, la directive 1999/31/CE prévoit des mesures et procédures visant à prévenir ou réduire autant que possible les effets négatifs sur l'environnement, et notamment la pollution des eaux, du sol et de l'air, pendant toute la durée de vie de la décharge.

En 1995, le stockage est encore le mode de gestion des déchets municipaux le plus partagé dans toute l'Europe. Pour certains pays, il représente quasiment le seul mode de gestion (annexe n°2). Même pour les grands pays comme l'Allemagne, la France et la Belgique près de la moitié des déchets collectés sont simplement stockés (figure n° 2).

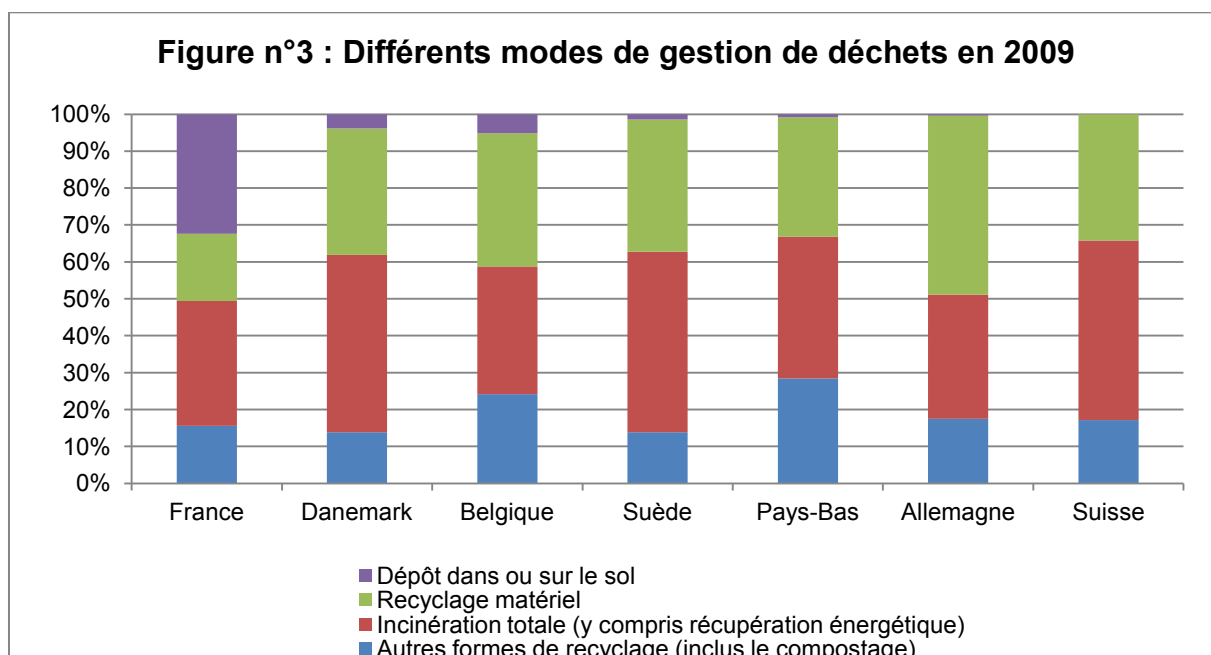


Source: EUROSTAT

Une quinzaine d'année après, quelques pays ont réussi à changer la donne. La gestion des déchets par stockage a (presque) disparue dans certains pays européens comme

¹ David C. Wilson, Development drivers for waste management ; Waste Management and Research, 2007; 25; 198

l'Allemagne, les Pays-Bas, la Suisse et la Suède. L'Allemagne, la France et la Belgique stockait leur déchets municipaux dans les mêmes proportions en 1995. L'Allemagne a abandonné ce mode de gestion au profit principalement du recyclage, du compostage et accessoirement au profit de l'incinération. La Belgique a aussi favorisé le recyclage et le compostage au détriment du stockage. Elle ne traite en 2009 que 5% de ces déchets par stockage. Par contre, les améliorations de la France sont à peine visibles sur ce plan. Environ le tiers des déchets collectés sont encore traités par stockage (figure n°3)



Source: EUROSTAT

1.1.2- L'incinération

Devenue en quelques années le premier mode de gestion en France (juste devant le stockage), 34% des déchets collectés sont éliminés par l'incinération en 2009. L'incinération est une technique qui permet de brûler les déchets dans des fours spéciaux (à des températures entre 850 et 1000°C) afin de réduire leur masse et volume respectivement de 70% et 90%. Le processus d'incinération est une source d'émissions atmosphériques (gaz et de poussières) et de résidus solides (composés des mâchefers qui sont la fraction solide des déchets résultant de leur combustion et des résidus du traitement des fumées « REFIO²») qui peuvent s'avérer polluants avec des risques pour la santé publique. En effet, la combustion des déchets municipaux ne détruit pas les micropolluants métalliques, le chlore, le fluor et le soufre qu'ils contiennent. Les plastiques et les métaux sont la source principale. Le verre contient du chrome, du manganèse et du plomb issus des colorants

² Résidus de l'épuration des fumées de l'incinération des ordures ménagères

essentiellement (SFSP, 1999³). Le chlore provient des plastiques (entre 50 et 75%, issu principalement du PVC), le soufre des combustibles non classés, le fluor des papiers et cartons pour plus de la moitié des quantités présentes (voir annexe n°1).

En présence d'air dans les incinérateurs, la majorité de ces éléments polluants se transforment en gaz (fumée) et le reste se retrouve dans les résidus solides. En absence de traitements adéquats, ces particules sont libérées dans l'air et constituent une source de pollutions chimiques pouvant avoir des conséquences sur la santé publique. En 2002, les usines d'incinération des ordures ménagères (UIOM) étaient responsables de plus de 55% des émissions de dioxine en France. Des traitements des fumées à plusieurs niveaux par des procédés de lavage des fumées, de filtration, de charbon actif permettent de retirer de la fumée la majorité ces particules sous forme de cendre (REFIOM).

L'Institut de veille sanitaire (IVS) a réalisé une étude nationale sur la relation entre les épidémies de cancers et les expositions aux émissions atmosphériques des UIOM sur la période 1990-1999. Les résultats de ces études ont mis en évidence l'existence d'une relation statistiquement significative entre l'exposition aux incinérateurs et l'incidence sur certains cancers du sein et des lymphomes malins non hodgkiniens chez la femme. Un lien significatif a été également retrouvé pour les lymphomes malins non hodgkiniens chez les deux sexes confondus et pour les myélomes multiples chez l'homme uniquement.

Toutefois, le renforcement des normes et de la réglementation sur l'installation, l'activité des UIOM et les seuils d'émissions autorisés des métaux lourds, des dioxines et furannes (arrêté du 25 janvier 1991, décret n° 93-1410 du 29 décembre 1993, circulaire du 24 février 1997, directive européenne du 4 décembre 2000 et arrêté ministériel du 20 septembre 2002) ont permis de réduire considérablement les quantités de polluants émis par les UIOM. De 1995 à 2006, les émissions de dioxines par les UIOM ont été divisées par un facteur supérieur à 100, passant de 1090 grammes en 1995 à 8,5 grammes en 2006.

Les mâchefers ont fait l'objet de la circulaire du 9 mai 1994 afin de définir les conditions de leur élimination et de leur valorisation limitée pour l'instant en technique routière. Cette circulaire détermine, selon les risques de lixivibilité, trois catégories de mâchefers : les mâchefers valorisables soit immédiatement en techniques routières, soit au terme d'une maturation d'au plus une année, et les mâchefers qui devront être éliminés de manière permanente dans les installations de stockage des déchets ménagers et assimilés (décharge de classe 2). Quant au REFIOM, il est mis en décharge classe 1 à cause de sa

³ Cité par J-P CAMARD et A. FRANCONI « L'incinération des déchets en Île-de-France : Considérations environnementales et sanitaires », décembre 2005
Réalisé et soutenu par Amandine GNONLONFIN

concentration en métaux lourds et son degré de toxicité. Les décharges de classe 1 accueillent principalement les "déchets industriels spéciaux", présentant un caractère dangereux reconnu pour le milieu naturel ou les êtres vivants. Avant d'être enfouis, le REFIOM est "stabilisés" par inertage ou vitrification, pour limiter les réactions chimiques (arrêté du 18 février 1994)

Malgré ces avancées importantes, l'incinération ainsi que le stockage des déchets (décharge et enfouissement) demeurent toujours une source de pollution importante. Selon le Centre National d'Information Indépendante sur les Déchets (CNIID), l'incinération des déchets municipaux contribue au réchauffement climatique. Elle est une activité émettrice nette de GES (Gaz à Effet de Serre) dont la quantité de CO₂ émis équivaut dans certains cas à celle du gaz et même du fioul ou du charbon. Ce caractère d'activité polluante est reconnu «fiscalement» par la loi de finances 2009 qui assujettit les déchets éliminés par incinération et mise en décharge à la Taxe Générale sur les Activités Polluantes (TGAP).

1.1.3- Le recyclage/réutilisation

La récupération ou le recyclage est un mode de gestion de déchets aussi vieux que la « décharge sauvage ». Pour des raisons économiques, ce mode de gestion a été le plus utilisé au moyen âge puis au 19^{ème} siècle en Europe. A cette époque, tout déchet avait une valeur : « tout ce qui peut être revendu est récupéré et le résidu est utilisé comme composte ou fertilisant dans les champs⁴ ». Avec la multiplication des matières composant les déchets et le développement du système « d'utilisation unique », le recyclage a perdu peu à peu sa place.

En 1995, seulement 9% des déchets collectés sont recyclés en France. Cette proportion a doublé en 2009 grâce au regain des problématiques environnementales et à la mise en place de la collecte sélective. Il permet en effet de préserver les ressources naturelles par la réutilisation de matériaux issus de déchets, de réduire la consommation d'énergie, l'émission de gaz à effet de serre et la consommation d'eau liées à la production industrielle. En 2006, le recyclage a permis l'économie de 5,9 millions de tep⁵ d'énergies non-renouvelables soit environ 2,3 % de la consommation française annuelle ; 19 millions de tonnes de CO₂ soit environ 3,6 % des émissions brutes françaises annuelles et 118 millions de m³ d'eau soit environ 2 % de la consommation annuelle nette française.

⁴ David C. Wilson, Development drivers for waste management ; Waste Management and Research, 2007; 25; 198

⁵ Tonne Equivalent de Pétrole

Réalisé et soutenu par Amandine GNONLONFIN

1.1.4- Le compostage et autres

Le compostage est un traitement biologique de la partie fermentescibles des déchets municipaux composée essentiellement de tontes de pelouses, de feuilles, de **déchets agro-alimentaires, de déchets de cuisine, d'effluents d'élevage** (fientes, fumiers...). Le compostage entraîne une perte d'environ 2/3 de la masse par évaporation d'eau et par dégagement du CO₂ dû à la consommation des matières carbonées les plus facilement fermentescibles. Il permet une stabilisation et une réorganisation de la matière organique qui se transforme en un compost susceptible d'être mis sur le marché comme amendement organique ou matière fertilisante dans la mesure où sa qualité satisfait les critères normalisés.

Ce mode de gestion s'est développé ces dernières années et est surtout utilisé comme moyen de réduction des quantités de déchets collecté au niveau des ménages. Entre 1995 et 2009, la part des déchets traité par compostage est passée de 9% à 16%. Le nombre d'unité de compostage industrielle en France est évalué à un peu plus de huit cents. Elles ont une capacité de traitement comprise entre 1000 t/an et 100000 t/an et traitent chaque année quel que 5,5 à 6 millions de tonnes de déchets.

Même si le compostage permet une valorisation des déchets municipaux, il entraîne néanmoins d'importantes émissions odorantes et des émissions de gaz à effet de serre (méthane / CH₄, protoxyde d'azote/N₂O) dans des quantités très variables selon la pratique de compostage.

Somme toute, les impacts potentiels liés aux différents modes de gestion de déchets sont identifiés par la Banque Mondiale⁶ et sont présentés dans le tableau suivant.

⁶ Katharine Bolt, Giovanni Ruta et Maria Sarraf, Evaluer les coûts de dégradation de l'environnement, Banque Mondiale 2005

Tableau n°1 : Différents modes de gestion des déchets municipaux et leurs impacts

Mode de gestion	Variantes	Pollution	Impacts
Réintégration dans le système de production	Recyclage/ Réutilisation	-	-
	Compostage	Pollution de l'air	- Réchauffement climatique - Impacts sur la santé
Stockage	Décharge en plein air	Pollution physique ou visuelle	- Impacts d'aménité
		Pollution de l'eau	- Impacts sur la santé - Perte des écosystèmes
		Pollution du sol	- Pertes agricoles et des terres arables - Vulnérabilité accrue aux désastres
		Pollution de l'air	- Impacts sur la santé - Dommages d'infrastructure - Réchauffement climatique - Impacts d'aménité
	Enfouissement sanitaire non	Pollution de l'eau	- Impacts sur la santé - Perte des écosystèmes
		Pollution du sol	- Pertes agricoles - Vulnérabilité accrue aux désastres
		Pollution de l'air	- Impacts sur la santé - Dommages d'infrastructure - Réchauffement climatique - Impacts d'aménité
	Enfouissement sanitaire	Pollution du sol	- Pertes agricoles - Vulnérabilité accrue aux désastres
		Pollution de l'air	- Impacts sur la santé - Dommages d'infrastructure - Réchauffement climatique - Impacts d'aménité
	Brulage	Incinération avec ou sans récupération de l'énergie	Pollution de l'air

1.2- Organisation et financement de la gestion des déchets en France

Conformément à l'article L.541-21 du Code de l'environnement et le Code Général des Collectivités Territoriales (CGCT), les communes ou les groupements de communes ont la responsabilité de l'élimination des déchets municipaux. L'organisation de la collecte et du traitement des déchets municipaux étant de la responsabilité des communes, ces dernières peuvent l'assumer de différentes manières. Elles peuvent organiser seules l'ensemble des opérations de collecte, transport, tri et traitement ou s'associer au sein d'un syndicat intercommunal et déléguer tout ou une partie du service à des entreprises privées. En contrepartie de ce service, les communes sont en droit de prélever une taxe et ou redevance auprès de leurs administrées, complétées dans certains cas par des subventions provenant des organismes étatiques.

Notons au passage que la taxe et la redevance sont des instruments au service des pouvoirs publics qui procèdent de deux logiques : une logique de financement de l'action publique et une logique de politique environnementale.

Dans la logique de financement de l'action publique, la taxe et la redevance sont des prélèvements obligatoires perçus en contrepartie d'un service rendu ou d'un ouvrage public. Plusieurs caractéristiques permettent de distinguer la taxe de la redevance. Premièrement, la notion de contrepartie reste secondaire pour la taxe alors que pour la redevance, elle est déterminante. La taxe est payée par toute personne ayant la possibilité d'utiliser le service public et donc due dès que la personne est en situation de profiter du service, même s'il n'en profite pas directement ; on parle alors d'usager potentiel du service public. La redevance n'est payée que lors de l'utilisation effective du service et il doit exister une certaine proportionnalité entre son montant et le service rendu. Deuxièmement, la taxe a un caractère fiscal, ce qui confère au législateur la compétence exclusive pour déterminer son assiette, son taux et la procédure de recouvrement. Par conséquent, les recettes de la taxe vont financer le budget général de l'Etat, des collectivités locales ou établissements et administrations publics. La redevance, pour sa part a un caractère règlementaire, ce qui implique que les modalités de son montant et de son recouvrement sont fixées unilatéralement par l'administration qui a la responsabilité de la fourniture du service public. Les recettes de la redevance doit couvrir la totalité des coûts du service en question.

Par contre, dans une logique de politique environnementale, la taxe et la redevance sont utilisées ; au même titre que les permis d'émission négociables, les systèmes de consignes, les cautions de bonne fin, les subventions à finalité environnementale ... ; pour provoquer des comportements souhaités en faveur de la protection de l'environnement auprès des

agents économiques. Ce sont des instruments qui permettent aux pouvoirs publics d'intervenir indirectement dans la vie économique pour réguler la production d'une pollution en agissant sur le contexte dans lequel les agents économiques prennent leurs décisions. Ce faisant, ils les amènent à prendre délibérément des décisions allant aussi bien dans leur propre intérêt que dans l'intérêt public. L'OCDE, l'AIE⁷ et la Commission Européenne définissent la taxe et la redevance comme des prélèvements obligatoires de l'Etat, effectués sans contrepartie et calculés sur une assiette considérée comme présentant un intérêt environnemental particulier. L'objectif poursuivi ici est d'imputer les coûts des mesures de prévention et de lutte contre une pollution donnée et de favoriser l'emploi rationnel des ressources de l'environnement. Le modèle d'équilibre général de Bonnieux et Desaignes (1998) que nous présentons ci-dessous formalise le fonctionnement d'une économie avec production et pollution et permet de faire la différence entre une taxe et une redevance.

Le modèle part d'une économie qui comporte I biens privés (indiqués par $i = 1, \dots, I$) ; J consommateurs (indiqués par $j = 1, \dots, J$) et K firmes (indiquées par $k = 1, \dots, k$). La consommation de bien i par l'individu j est notée $x_{ij} \geq 0$. On ne distingue pas dans la notation les biens fabriqués des ressources utilisées comme facteur de production. Ainsi y_{ik} désigne soit la quantité de biens i produite par la firme k et alors $y_{ik} \geq 0$, soit la quantité de bien i utilisée dans le processus de production de la firme k et $y_{ik} \leq 0$. La dotation en bien i de l'économie est notée $r_i \geq 0$. Enfin, on introduit q_k la pollution générée par la firme k qui sera mesurée en unité physique donc $q_k \geq 0$. Pour compléter la description de l'économie, il faut définir la technologie mise en œuvre par les firmes et introduire les préférences des consommateurs. La technologie de la firme k est décrite par une fonction de production

$$f^k(y_{1k}, \dots, y_{ik}, q_k) \leq 0$$

En fait, on considèrera que l'égalité est satisfaite puisque l'on supposera que les firmes sont techniquement efficaces. Enfin les préférences des consommateurs sont formalisées par une fonction d'utilité :

$$u^j(x_{1j}, \dots, x_{ij}, q)$$

Pour le consommateur j avec $q = \sum_{k=1}^k q_k \geq 0$

Dans le cadre de l'économie du bien-être, la réalisation d'un optimum de Pareto constitue un critère d'efficacité sociale. Sa réalisation suppose d'une part qu'il n'est pas possible d'améliorer la situation d'un consommateur sans diminuer celle d'un autre au moins, d'autre

⁷ Agence Internationale de l'Environnement

part que l'on se situe à un optimum de production. Pour déterminer un optimum de Pareto, il suffit par conséquent de fixer le niveau d'utilité de $J - 1$ consommateurs ainsi que les plans de production des K firmes et de rechercher une allocation qui maximise le niveau du $J^{\text{ième}}$ consommateur.

Le programme dérive directement de la définition d'un optimum de Pareto. Il s'écrit :

$$\max u^j(x_{1j}, \dots, x_{ij}, q) \quad (1)$$

Sous contraintes :

$$u^j(x_{1j}, \dots, x_{ij}, q) \geq \bar{u}^j \quad j = 2, \dots, J \quad (2)$$

$$f^k(y_{1k}, \dots, y_{ik}, q_k) = 0 \quad k = 1, \dots, K \quad (3)$$

$$\sum_{j=1}^J x_{ij} - \sum_{k=1}^K y_{ik} \leq r_i \quad i = 1, \dots, I \quad (4)$$

$$x_{ij} \geq 0; q_k \geq 0; i = 1, \dots, I; j = 1, \dots, J; k = 1, \dots, K \quad (5)$$

$$q = \sum_{k=1}^K q_k \quad (6)$$

Où les $\bar{u}^j (j = 2, \dots, J)$ désignent les niveaux d'utilité atteints par $J - 1$ consommateurs, la maximisation portant sur l'utilité du premier.

La résolution de ce programme conduit à la détermination des conditions nécessaires et suffisantes pour la réalisation d'un optimum de Pareto et d'un équilibre général résumés dans le tableau n°2

Tableau n°2 : Conditions nécessaires et suffisantes

Optimum de Pareto	Equilibre général	
$\lambda_j u_i^j - \omega_i = 0 \quad (8)$	$u_i^j + a_j(t_i^j - p_i) = 0 \quad (13)$	$i = 1, \dots, I; j = 1, \dots, J$
$-\mu_k f_i^k + \omega_i = 0 \quad (9)$	$p_i - \beta_k f_i^k = 0 \quad (14)$	$i = 1, \dots, I; k = 1, \dots, K$
$\sum_{j=1}^J \lambda_j u_q^j - \mu_k f_q^k = 0 \quad (10)$	$-t_k - \beta_k f_q^k = 0 \quad (15)$	$k = 1, \dots, K$

Avec $\lambda_j \geq 0; j = 1, \dots, J$ pour les contraintes (2); $\mu_k \geq 0; k = 1, \dots, K$ pour les contraintes (3); $\omega_i \geq 0; i = 1, \dots, I$ pour les contraintes (4); $p_i (i = 1, \dots, I)$ les prix pour l'ensemble des biens de l'économie; $t_k (k = 1, \dots, K)$ l'ensemble des taxes individualisé sur les émissions qui dépendent des variables de décision des firmes (émetteurs); $t^j (j = 1, \dots, J)$ le système individualisé de subventions qui dépendent des variables de décision des consommateurs (récepteurs). La même notation est retenue pour les taxes et les subventions, une taxe étant formellement une subvention négative.

a_j et β_k sont des multiplicateurs associés respectivement à la contrainte budgétaire et la contrainte sur la fonction de production $f(\cdot)$.

On trouve à partir de la première ligne du tableau.

$$\begin{aligned} \lambda_j &= \frac{1}{a_j} & j &= 1, \dots, J \\ \omega_i &= p_i & i &= 1, \dots, I \\ t_i^j &= 0 & i &= 1, \dots, I \quad j = 1, \dots, J \end{aligned} \quad (16)$$

A partir de la deuxième ligne :

$$\mu_k = \beta_k \quad k = 1, \dots, K$$

Et à partir de la troisième ligne :

$$t_k = -\sum_{j=1}^J \lambda_j u_q^j \quad (17)$$

Les équations (16) et (17) montrent qu'il est possible de compléter le système des prix p_i par des taxes adéquates, et ainsi d'assurer une décentralisation d'une économie avec pollution.

$$t_k = t \quad k = 1, \dots, K$$

On définit donc une taxe de taux uniforme sur les émissions, identique par conséquent pour toutes les firmes. C'est une taxe à la Pigou dont le montant est égal au dommage marginal total. Le dommage marginal total est égal à la somme des dommages marginaux individuels, puisque la pollution est un bien public pur. Parfois à dommage on préfère coût de la pollution, le montant de la taxe est donc égal au coût marginal de la pollution à l'optimum.

La condition (16) stipule qu'aucune compensation des consommateurs affectés par la pollution n'est requise :

$$t_i^j = 0 \quad i = 1, \dots, I \quad j = 1, \dots, J$$

Cela est donc compatible avec la réalisation de l'optimum. Toutefois un versement forfaitaire, par conséquent indépendant des variables de décision des consommateurs, est possible puisqu'il n'affecte pas la réalisation de l'optimum. Une telle approche est conforme à une politique de redistribution du produit de la taxe, que l'on appelle alors de redevance de pollution.

Dans la pratique le taux de la taxe peut être assis sur la quantité des émissions polluantes lorsqu'elles sont mesurables et que leur sources sont stationnaires. Dans le cas où la pollution est diffuse ou de source mobile, il est difficile de voir impossible de mesurer les émissions. Les produits liés à la pollution servent alors d'assiette pour le calcul de la taxe ou de la redevance. La seule différence entre la taxe et la redevance, dans cette logique, est l'utilisation de leur revenu. Dans le cas de la taxe, les revenus vont abonder le budget général alors que les revenus de la redevance sont affectés.

Tableau n°3 : Synthèse des différences entre taxe et redevance

	Instruments de la politique environnementale		Instrument de financement de l'action publique	
	Taxe	Redevance	Taxe	Redevance
Objectif	Incitation à la réduction d'une pollution donnée		Financement de l'action publique	
Calcul du montant	Proportionnel à la pollution		Forfait	Proportionnel au service rendu
Décideurs des modalités d'application	Autorités publiques compétentes		Législateur	Administration responsable de la fourniture du service
Le redevable	Le pollueur/consommateur		Usager potentiel du service	Bénéficiaire du service
Financement	Budget général	Affecté	Budget général	Affecté

1.2.1- La contribution des ménages

La contribution des ménages au financement de la collecte et du traitement des déchets est faite soit par la Taxe d'Enlèvement sur les ordures Ménagers (TEOM) ou soit par la Redevance d'Enlèvement sur les Ordures ménagères (REOM).

La TEOM (créée en 1926) est une taxe facultative additionnelle à la taxe foncière sur les propriétés bâties. Selon l'article 1520 du Code Général des Impôts, *les communes qui assurent au moins la collecte des déchets des ménages peuvent instituer une taxe destinée à pouvoir aux dépenses du service dans la mesure où celles-ci ne sont pas couvertes par les recettes ordinaires n'ayant pas le caractère fiscal.* Son assiette est la valeur locative cadastrale et elle est due par les occupants du logement dans la commune. Certains locaux d'activités professionnelles sont exonérés de la taxe foncière donc automatiquement de la TEOM, alors qu'ils sont parfois de gros producteurs de déchets. La taxe est recouvrée et reversée aux collectivités par mensualités ; l'État prélevant 8 % pour ses frais de gestion. Plus de 88 % des autorités organisatrices de la fourniture du service ont adopté la TEOM en raison de la simplicité de sa gestion et de sa neutralité. Pour les communes, cette pratique tarifaire engendre des coûts minimes de gestion dans la mesure où elle est établie et recouvrée par les services fiscaux. Lorsqu'une commune adopte la TEOM, elle peut compléter la recette de la TEOM par des recettes fiscales en provenance du budget général de la commune.

L'article 2333-76 du CGCT prévoit aussi *que les communes, les établissements publics de coopération intercommunale et les syndicats mixtes qui bénéficient de la compétence prévue par L.2224-13⁸ peuvent instituer une redevance d'enlèvement des ordures ménagères calculée en fonction du service rendu dès lors qu'ils assurent au moins la collecte des déchets des ménages.* Très peu utilisée par les communes (environ 10% des communes), la contribution des ménages par la REOM est d'une logique du service effectif rendu au ménage. Ce qui fait d'ailleurs sa spécificité par rapport à la TEOM. Cela a d'abord des conséquences sur le choix de l'assiette. Elle doit avoir un lien avec le coût de collecte, de traitement et d'élimination des déchets de chaque ménage et la recette de la REOM doit couvrir la totalité du coût du service. Son usage interdit de compléter le financement avec le budget général de la commune. Dans la pratique et selon le régime réglementaire, ce sont les communes qui fixent les modalités d'application de la REOM: de l'assiette au recouvrement en passant par le taux et la facturation. Une étude de l'association AMORCE en 2001 a inventorié les assiettes de la REOM dans quarante communes dans la région Rhône-Alpes. Les critères suivants sont utilisés par ordre décroissant d'importance : le nombre de personnes par ménage avec des variantes plafonnées à 4 personnes et une réduction pour les moins de 15 ans et pour les personnes seules, etc., un forfait par ménage égal au coût total du service divisé par le nombre de logements, la nature de la résidence principale ou secondaire en complément d'autres critères, la fréquence de collecte, le nombre de pièces du logement, la base locative du foncier bâti, la taille du conteneur. Plusieurs de ces critères peuvent être combinés pour le calcul de la REOM.

Lorsque la base de facturation de la REOM est la quantité de déchets collectés ou la taille du conteneur, elle correspond à l'application du principe du pollueur payeur. La REOM s'apparente dans ce cas à un instrument de politique environnementale. La quantité de déchets collectée est analysée comme la source des déversements de polluants et la REOM permet de responsabiliser le consommateur et de l'inciter à un changement des comportements pour réduire la source de pollution. Ce dernier réagit au montant de la REOM en ajustant son effort de sorte que son utilité marginale soit égale au taux la REOM. Ce taux doit être égal au coût marginal social de collecte et de traitement des déchets afin de favoriser l'internalisation des coûts totaux. Dans ces conditions la REOM est qualifiée d'incitative dès lors qu'elle donne aux consommateurs une réelle possibilité d'arbitrage entre une option du type « payer plus » et une option « modifier ses comportements pour payer moins ». Pour la TEOM, cette incitation au changement de comportement est

⁸ L. 2224-13 : Les communes ou établissements publics de coopération intercommunale assurent, éventuellement en liaison avec les départements et les régions, la collecte et le traitement des déchets des ménages.

inexistante dans la mesure où le coût marginal de la production d'une unité supplémentaire de déchets est nul pour le consommateur.

1.2.2- La contribution des entreprises et administrations

Depuis le 1er janvier 1993, les communes qui n'ont mis en place un système de financement par la REOM, sont dans l'obligation de faire participer les entreprises et administrations au financement de la collecte et du traitement des déchets municipaux par le biais d'une redevance spéciale. Son institution est destinée à résoudre le problème du financement de la gestion des déchets municipaux produits par ces dernières et à corriger la lacune de la TEOM assise sur la taxe foncière. La redevance spéciale est payée par toute entreprise ou administration, localisée dans le périmètre de la collectivité et dont les déchets sont éliminés dans le cadre du service public. Les redevables sont principalement des entreprises commerciales, artisanales, industrielles, de services et des administrations. La redevance spéciale doit être établie en fonction du service rendu et notamment de la quantité de déchets collectés et traités. Les communes disposent d'une certaine souplesse dans l'établissement de la grille tarifaire de la redevance spéciale : variation des tarifs selon le volume des bacs, mise en place de tarifs dégressifs, ou application de tarifs forfaitaires pour les petits producteurs de déchets.

1.2.3- Les subventions d'organismes étatiques.

Les subventions de structures étatiques constituent une source importante de financement de la gestion des déchets. Elles proviennent essentiellement des sociétés agréées Eco-Emballages ou Adelphe qui financent une partie des coûts de la collecte sélective des déchets d'emballage, des recettes commerciales ou industrielles correspondant à la vente de chaleur, d'électricité ou de matières recyclables générées par l'incinération ou le recyclage d'une fraction des déchets ménagers, des subventions aux investissements en provenance de l'ADEME⁹ ou de certains Conseils généraux. Une étude de l'association Amorçe en 2002 montre l'importance de chaque source de financement comme suit.

Tableau n°4 : Répartition des différentes sources de financement de gestion des déchets municipaux (2000)

⁹ Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

Sources du financement	Pourcentage
Budget général	13 %
TEOM	66 %
REOM	7 %
Redevances spéciales	1 %
Sociétés agréées	3 %
Subventions ADEME et Conseils généraux	3 %
Redevances spéciales	0,6 %
Recettes industrielles et commerciales	7,4 %

Amorce, 2002

1.3- Problématique et objectifs

1.3.1- Problématique

Dès le début des années 1990, la gestion des déchets en France a pris un nouveau tournant en ce sens qu'elle s'est inscrite dans une logique de préservation de l'environnement. Les différentes réglementations et lois se sont peu à peu renforcées pour tenir compte des enjeux environnementaux liés aux différents modes de gestion. Des instruments de régulation (normes, taxes, interdictions...) sont utilisés pour limiter la quantité de pollution et le recours à l'élimination (l'incinération et la mise en décharge), soit par la réduction « à la source », soit par le développement d'autres modes de traitement (recyclage, le compostage et parfois incinération avec récupération d'énergie). La directive européenne n° 2008/98/CE du 19 novembre 2008 relative aux déchets établit une hiérarchie d'interventions sur les déchets : prévention, préparation en vue du réemploi, recyclage, autres valorisations, notamment énergétique et enfin l'élimination. Deux mesures phares de cette politique qui se veut incitative sont la mise en œuvre de la Responsabilité Élargie du Producteur (REP) et la Taxe Générale sur les Activités Polluantes (TGAP).

La REP a pour objectif de faire participer les producteurs au financement de la collecte sélective afin de développer le recyclage. Son principe basé sur celui du pollueur-payeur, est le suivant : les fabricants nationaux, les importateurs de produits et les distributeurs pour les produits de leurs propres marques doivent prendre en charge, notamment financièrement, la collecte sélective puis le recyclage ou le traitement des déchets issus de ces produits. Ils peuvent assumer leur responsabilité de manière individuelle ou collective, dans le cadre d'un éco-organisme. Dans ce dernier cas, ils adhèrent à une société souvent agréée par les

Réalisé et soutenu par Amandine GNONLONFIN

pouvoirs publics, à laquelle ils versent une contribution financière. La REP a permis la mise en place de huit filières de collecte sélective à savoir : les filières des déchets d'emballages ménagers, des déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE), des véhicules hors d'usage (V.H.U), des pneumatiques usagés, des piles et accumulateurs usagés, des textiles usagés, des déchets de papiers graphiques et des médicaments non utilisés.

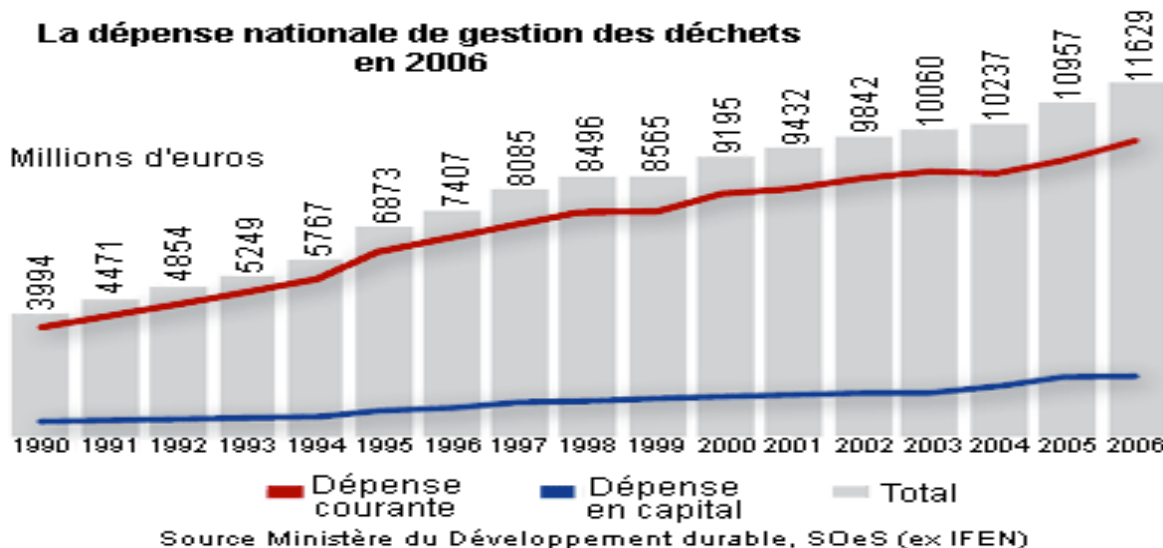
La TGAP « déchets » est aussi une application du principe pollueur-payeur ayant double objectif. Elle permet de faire intégrer dans le processus de décision des acteurs économiques responsables de la gestion des déchets le coût des impacts environnementaux mais aussi de renchérir le coût de la mise en décharge et de l'incinération afin de favoriser le développement des filières de valorisation de matières et de recyclage. C'est une taxe progressive et modulée sur la période 2009-2015, applicable aux activités d'incinération et de mise en décharge. Elle est payée par les exploitantes des UIOM et des sites de mise en décharge. Par exemple, la TGAP passera de 10,03 € par tonne en 2008 à 40 € par tonne en 2015. Ce taux est réduit de moitié (taux modulé) pour les installations ayant de bonnes performances énergétiques (basées sur la valorisation du biogaz).

Tableau n°5 : Evolution des taux de la TGAP par mode de traitement des déchets
(en euro/tonne)

Années	TGAP décharge	TGAP incinération
2009	[15 - 10]	[7 - 1,5]
2010	[20 - 11]	[7 - 1,5]
2011	[20 - 11]	[11,2 - 2,4]
2012	[30 - 15]	[11,2 - 2,4]
2013	[30 - 15]	[14 - 3]
2014	[30 - 20]	[14 - 3]
2015	[40 - 20]	[14 - 3]

Note : en gras, le taux de base, en italique la borne inférieure de modulation.
Source : Loi de finances 2009 (article 29).

La prise en compte des enjeux environnementaux ont conduit progressivement au développement du recyclage et à un renforcement des normes d'installation des unités d'élimination par l'incinération et les sites de décharges ; mais aussi à une évolution rapide de la dépense nationale de gestion des déchets comme le montre le graphique ci-dessous.



Selon le rapport de la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement¹⁰, la dépense nationale de gestion des déchets (dépense courante et investissements) est évaluée à 12,8 milliards d'euros dont près de 7,7 milliards d'euros ont été dépensés pour la gestion des déchets municipaux. Les recettes issues des activités de valorisation des déchets ne couvrent que 6,4% des dépenses courantes en 2007, soit 397 millions d'euros. En effet, selon l'ADEME, de 1995 à 2006 les dépenses de collectes et de traitement des déchets ont eu une progression moyenne et annuelle de 6,2%. Ce taux est 5 fois, supérieur au taux de croissance moyen du Produit Intérieur Brut (PIB) sur la décennie 2000-2010, soit 1,44%. De 75 euros la tonne en 1990 à 150 euros en 2000, la tonne de déchets municipaux a coûté 340 euros aux pouvoirs publics en 2006 et représente 0,73% du PIB¹¹.

Comme souligné dans la première section, la quantité de déchet générée sur la même période n'a pas cessé d'augmenter, et le recyclage et la valorisation ne sont pas les modes de gestions privilégiés malgré les mesures de prévention et « incitatives » mises en œuvre. Cette augmentation exerce deux pressions principales non soutenables. La première est celle de l'augmentation des risques de pollutions et de dégradation de l'environnement ; et la seconde est celle de l'augmentation de la facture des pouvoirs publics qui sont de plus en plus obligés de prendre en compte les contraintes environnementales dans la gestion des déchets municipaux. Nous sommes alors en présence de problématiques environnementales et budgétaires.

Depuis les années 1970, plusieurs études ont examiné l'impact des facteurs socio-économique ou démographique sur la production des déchets municipaux [Richardson et

¹⁰ Service de l'observation et des statistiques (ex IFEN), juillet 2009

¹¹ Plan Bleu, État de l'environnement et du développement en Méditerranée 2009

Havlicek (1978), Wertz (1974), Podolsky and Spiegel (1998), Jenkins (1993), Hong et al. (1993), Kinnaman et Fullerton (1997), Reschovsky et Stone (1994), Hong (1999), Houtven et Morris (1999), Johnstone et Labonne (2004), OCDE (2008)]. Ces études ont révélés le niveau du revenu, la taille et la composition du ménage, le degré d'urbanisation, le niveau de l'éducation, les types et structures de consommation et le style de vie des ménages sont des variables significatives. Une étude de SYCTOM¹² sur la région parisienne en 2009 montre que la croissance des activités économiques et le niveau de revenu des ménages ont un effet positif sur la variation de la quantité des déchets alors que la taille des ménages a un effet négatif. Si ces variables permettent de faire des prévisions sur l'évolution des quantités de déchets, elles ne favorisent pas la compréhension du phénomène, ni la mise en évidence de solutions permettant de retourner la tendance.

Les déchets municipaux sont ceux collectés et traités par ou pour le compte des municipalités. Ils comprennent les déchets des ménages, les déchets assimilés produits par les activités commerciales, les bureaux, les institutions et les petites entreprises, les déchets d'entretien des jardins et des espaces verts, et les déchets d'entretien de la voirie (nettoyage des rues, contenu des poubelles publiques et déchets des marchés)¹³. En France, le Code Générale des Collectivités Territoriales (CGCT) classe les déchets municipaux en deux catégories : les déchets ménagers et les déchets non ménagers. Les premiers sont ceux produit par les ménages c'est-à-dire l'ensemble de personnes qui occupent un local d'habitation – y compris les gens du voyage, en opposition avec les lieux de travail. En conséquence, sont inclus dans les déchets d'un ménage ceux qui sont liés à l'acte d'habiter un logement. Ils comprennent non seulement les déchets «provenant de la préparation des aliments et du nettoyage normal des habitations», mais aussi les déchets du bricolage familial, les déchets du jardin attenant à la maison et les déchets des parties communes des immeubles. Les déchets non ménagers ont quant à eux une définition plus subjective. Le CGCT les définissent par l'ensemble des déchets d'origine commerciale ou artisanale qui, eu égard à leurs caractéristiques et aux quantités produites peuvent être éliminés, sans sujétions techniques particulières et sans risques pour les personnes ou l'environnement, dans les mêmes conditions que les déchets des ménages. C'est donc la collecte qui détermine cette catégorie de déchets : la prise en charge de déchets non ménagers ne doit donc pas contraindre la collectivité à mettre en œuvre des techniques différentes ou des moyens spécifiques (bennes de collecte supplémentaires, augmentation du personnel, agrandissement de l'usine de traitement, etc.). La municipalité reste la seule juge du fait de considérer ou non un déchet non ménager comme «assimilé». De ce fait, elle

¹² Syndicat intercommunal de traitement des ordures ménagères de l'agglomération parisienne

¹³ Panorama des statistiques de l'OCDE 2005 – ISBN 92-64-00820-9 – © OCDE 2005

a donc parfaitement le droit de refuser de collecter des déchets qu'elle ne considère pas comme assimilés à des déchets ménagers. La campagne d'analyse nationale de la composition des ordures ménagères (MODECOM 2007) a montré que 20 % des quantités collectées par le service public d'élimination des déchets (y compris la collecte sélective) sont constituées de gisements non ménagers. Les déchets ménagers constituent donc la part importante des déchets municipaux. La suite de notre analyse se portera sur cette part (80% des déchets municipaux).

En visualisant le processus de génération des déchets municipaux, il est facile de constater que la consommation des ménages en est la source. En effet, pour satisfaire leurs besoins, les ménages consomment au quotidien une multitude de produits. Ils se logent, décorent leur maison, s'alimentent, s'habillent, se déplacent, se divertissent, communiquent, assurent leur hygiène corporels, etc. Mais ce faisant, les produits consommés pour satisfaire leurs différents besoins ne disparaissent pas totalement. Il reste des résidus et même parfois le produit tout entier dont ils se débarrassent et qu'on retrouve dans les déchets. Nous pensons donc qu'une analyse de la consommation des ménages peut permettre une meilleure compréhension du phénomène.

Aussi, la TEOM et le budget général qui sont d'une logique fiscale restent les principales sources de financement de la gestion des déchets en France. Le service de collecte et de traitement des déchets est financé à 80% par des impôts dont l'assiette est totalement indépendante de l'utilisation du service. De même, la REOM qui est la troisième source de financement après la TEOM et le budget général, et sensée être liée au service rendu est calculé (dans la majorité des cas) sur la base de critères démographiques et d'urbanisation. Ces instruments de financement sont d'une logique de financement de l'action public et conduisent à une absence quasi-totale d'incitation des ménages à réduire leur production de déchets ou à recycler. On peut dire qu'en manière de gestion de déchets la France a une politique de « financement », tant les instruments sont choisis et paramétrés pour couvrir le coût du service des déchets et non pour inciter les agents à des choix conformes à l'intérêt général (M. Glachant 2005). Par ailleurs, la TGAP bien qu'innovante dans la mesure où elle permet de tenir compte des impacts environnementaux de l'élimination des déchets, ne permet pas de remonter les coûts et donc l'incitation jusqu'à la source (ménages et producteurs). Dans ce contexte, nous pensons que l'adoption de mode de financement permettant d'internaliser les coûts sociaux liés à la gestion des déchets permettrait de supprimer la pression budgétaire et en même temps d'inciter au changement de comportement.

1.3.2- Objectifs et hypothèses

En 2009, le Grenelle de l'environnement a fixé des objectifs prioritaires en matière de gestion de déchets. Ces objectifs visent une réduction de 7% de la production de déchets ménagers et assimilés par habitant sur les cinq prochaines années ; une amélioration du taux de recyclage de matière organique à 35% en 2012 et 45% en 2015 pour les déchets ménagers et 75% dès 2012 pour les déchets des entreprises et les emballages ; une diminution de 15% des quantités partant à l'incinération et au stockage, de manière à réduire les nuisances sanitaires et environnementales induites. Pour atteindre ces objectifs, le gouvernement a élaboré un plan d'action dont l'un des cinq axes consacré à la prévention comporte des mesures de sensibilisation et d'information à destination des citoyens et des collectivités locales, ainsi que la mise en place progressive d'une tarification incitative à l'horizon 2014.

L'objectif de cette étude est d'aider à trouver « the best way » pour mettre en place une tarification incitative efficace. Autrement dit, une tarification qui permettra à la fois d'atteindre les objectifs de prévention et d'internaliser les effets externes de la gestion des déchets municipaux.

Cet objectif sera atteint au travers de deux objectifs spécifiques. Le premier consistera à analyser la consommation des ménages en France afin d'avoir une meilleure compréhension du phénomène de génération des déchets. Le second objectif consistera à une analyse théorique de la mise en place d'une « tarification à l'unité ».

Pour ce faire deux hypothèses me permettront d'y parvenir :

- L'insoutenabilité des modes de consommation des ménages explique l'augmentation des déchets municipaux ;
- la mise en place d'une politique de tarification à l'unité permet d'internaliser les effets externes de la gestion des déchets et de prévenir la production.

Partie 2 : La soutenabilité de la consommation des ménages en France

2.1- Revue de littérature de la soutenabilité de la consommation

Les réflexions sur le développement durable ont conduit à une vive critique des modes de production et de consommation dans les pays développés en faisant ressortir leurs limites quant à leur généralisation dans le temps et dans l'espace¹⁴. L'une de ces critiques est l'impossibilité que l'ensemble de la planète ait les mêmes niveaux de vie que les occidentaux, à moyen ou à long terme, compte tenu des limites de l'environnement. En effet, la croissance continue de la consommation est remise en cause par la limitation des ressources et des capacités des écosystèmes à restaurer les équilibres perturbés : épuisement et renouvellement trop lent de certaines ressources, pollutions et dégradations de l'environnement, transmission aux jeunes générations d'une planète pillée et dégradée qui ne sera plus capable de fournir les ressources nécessaires à la satisfaction de leurs besoins. G.H. Brundtland l'a (entre autres formulations) exprimé ainsi : "Si sept milliards de personnes devaient consommer autant que nous à l'Ouest, il nous faudrait dix mondes et non un seul pour satisfaire nos besoins"¹⁵. Le ton est alors donné, l'environnement nous impose une limite dans notre modèle de production et consommation.

Au terme du Sommet de la Terre de Rio en 1992, la consommation soutenable ou durable « sustainable consumption » serait l'un des moyens qui devrait permettre de rester dans ces nouvelles limites. Il est alors admis que l'atteinte des objectifs du développement durable doit passer par le changement des manières de produire et de consommer dans les pays développés. Le chapitre 4 de l'agenda 21 de l'ONU y est totalement consacré et propose un « examen des modes de production et de consommation insoutenables à long terme » et se fixe comme objectifs de promouvoir des « schémas de consommation et de production de manière à réduire l'agression environnementale et de répondre aux besoins essentiels de l'humanité », ainsi qu'une meilleure compréhension du « rôle de la consommation et des moyens de rationaliser davantage les modes de consommation»¹⁶.

Grâce aux Organisations Non Gouvernementales (ONG) et associations de défense de l'environnement et de solidarités internationales, telles que halte à la croissance, les amis de

¹⁴ En 1991, l'Institut Indira Gandhi pour la recherche en développement faisait le constat que les modes de consommation du monde développé n'étaient pas soutenables et que leur généralisation aux pays en développement n'était pas viable (J. Parikh et al., 1991).

¹⁵ Cité par Edwin Zaccàï, 2002.

¹⁶ <http://www.un.org/french/events/rio92/agenda21/action4.htm>

la terre, WWF, les associations de commerce équitable et écologistes, le terme consommation durable s'est popularisé. Les médias et les politiques s'y intéressent de près ; les entreprises y trouvent un nouveau créneau et proposent toute une gamme de produits équitables, bio, recyclables, peu consommateurs d'énergie, etc. Qu'est-ce que la consommation durable ? Consommer durable revient-il à consommer des produits dits équitables, bio, locaux ? S'agit-il d'adopter des comportements de recyclage ou d'utiliser des énergies renouvelables, de se déplacer à vélo ou en transport commun? Ou peut-être acheter des droits à polluer sur le marché carbone?

Plusieurs institutions se sont livrées à cet exercice afin de donner une définition de la consommation durable. Exercice d'ailleurs difficile en ce qu'il faut à la fois tenir compte des questions environnementales, notamment la gestion des ressources, de pollution, du droit des générations futures à satisfaire leurs besoins, mais aussi la question du partage équitable de l'accès aux ressources et du droit qu'ont tous les êtres humains à satisfaire leurs besoins, notamment par le biais de la consommation. Ici, nous adoptons la définition du Programme des Nations Unies pour l'Environnement de la consommation soutenable: « the use of services and related products which respond to basic needs and bring a better quality of life while minimizing the use of natural resources and toxic materials as well as the emission of waste and pollutants over the life cycle so as not to jeopardize the needs of future generations » (UN CSD, 1995).

D'après cette définition, l'objectif de la consommation durable est le bien-être des générations présentes et futures à travers la satisfaction des besoins. Toute la question est de savoir comment dans et par sa consommation, manifester un souci ou une préoccupation pour les générations futures qui traduise un sens commun s'étendant au-delà de la seule communauté d'intérêts des contemporains ? La littérature nous présente trois différentes manières de répondre à cette question : une approche standard, une socioéconomique/ institutionnaliste et une pratique ou aristotélicienne

2.1.1- L'approche standard : modèle d'Arrow et al (2004)

L'approche standard est celle qui définit la consommation durable selon la logique économique néoclassique. Le modèle d'Arrow et al. permet de répondre à la principale « accusation » des modèles de production et de consommation dans les pays développés qui sont jugés excessifs et prédateurs des ressources naturelles. Le courant économique standard aborde la question sous son aspect quantitatif comme le traduit l'article d'Arrow : « consommons-nous trop ? » (Are we consume too much ?). L'objectif est de vérifier la soutenabilité du modèle de consommation, comme l'indique la question inaugurale de *Réalisé et soutenu par Amandine GNONLONFIN*

cet article : « Is humanity's use of Earth's resources endangering the economic possibilities open to our descendants ? »

Les auteurs partent d'une fonction du bien-être social intertemporel. La consommation et l'utilité sont les éléments sous-jacents à cette fonction et le bien-être social intertemporel est défini comme la valeur actualisée du flux d'utilité tiré de la consommation du présent à l'infini, le taux d'actualisation étant une constante positive.

Let s and t variously denote time (where $s > t$). Let $C(s)$ denote a society's aggregate consumption and $U(C(s))$ the flow of utility at time s . Marginal utility is assumed to be positive. Let V_t denote intertemporal social welfare at time t , defined as the present discounted value of the flow of $U(C(s))$ from t to infinity, discounted using the constant rate $r (> 0)$. Assuming continuous time, we have

$$V(t) = \int_{s=t}^{\infty} U[C(s)]e^{-r(s-t)} ds.$$

La fonction V_t est déterminée par la capacité de production « productive base ». Elle est constituée de l'ensemble des capitaux (industriel, humain et naturel), des institutions – qui sont elles-mêmes considérées comme des éléments du capital – et de la technologie. Le lien entre les générations se fait par la transmission de l'ensemble des éléments du capital qui donne accès à un niveau supérieur de consommation mais qui implique pour la génération qui épargne un renoncement à des possibilités immédiates de bien-être ; Godard (1994).

Ils utilisent deux critères pour évaluer le caractère excessif ou non de la consommation. Le premier est la maximisation de la valeur présente du bien-être social intertemporel (critère standard). Cela sous-entend la maximisation de la valeur actuelle du bien-être de chaque génération. L'actualisation confère un poids décroissant au bien-être des générations futures en fonction de leur éloignement. Selon ce critère, le bien-être social intertemporel optimal est fonction des conditions initiales (l'ensemble des capitaux et le niveau de la technologie) et des choix d'allocation du produit social entre l'investissement (ou l'épargne) et la consommation. La consommation sera alors dite excessive si son niveau est supérieur à sa valeur courante prescrite par le sentier de croissance optimal de la consommation obtenu comme solution à ce programme. Ou pour le dire autrement, la consommation courante est jugée excessive s'il est possible de la réduire et d'augmenter l'investissement en capital tout en obtenant simultanément une augmentation suffisante de l'utilité future qui puisse au moins compenser la perte d'utilité courante.

Le second critère permettant de qualifier la consommation d'excessive ou non est celui que les auteurs appellent soutenabilité, c'est-à-dire la capacité de l'économie de maintenir le

Réalisé et soutenu par Amandine GNONLONFIN

même niveau de vie dans le temps. En d'autres termes, le bien-être social intertemporel V ne diminue pas au cours du temps – la solution à ce programme indique que la consommation est soutenable si pour tout t , la dérivée de V par rapport à t est supérieure ou égale à zéro ($\frac{dV_t}{dt} \geq 0$).

En fixant dans un premier temps le niveau de la technologie, la condition de soutenabilité porte sur l'investissement net de la société devant maintenir la capacité de production « productive base » de la société, peu importe les changements intervenant dans la structure du capital, du moment où la productivité de la capacité de production soit au moins maintenue. En somme, la consommation est dite soutenable si elle est compatible avec un investissement (épargne) qui maintient au moins la capacité productive pour le présent et le futur, tout en garantissant un niveau de bien-être social pour tous les temps futurs qui soit supérieur ou égal à celui du présent.

Ce modèle a le mérite de rendre endogène la dynamique démographique (capital humain) et les ressources naturelles (capital naturel) par la définition d'un taux d'investissement (d'épargne) « véritable » qui est la valeur en pourcentage, du rapport entre la variation du capital total (accroissement du capital industriel moins dépréciation du capital naturel plus accroissement du capital humain) et le PIB.

Cependant, le modèle repose sur des hypothèses très fortes qui dès qu'elles sont affaiblies dégradent sa crédibilité. La première hypothèse forte est celle d'une concurrence pure et parfaite et surtout sans externalités. Ce qui a permis d'avoir le facteur d'actualisation (r) constant quelle que soit la génération. Autrement dit, la génération actuelle impose son point de vue et ignore complètement l'utilité des générations très éloignées. C'est ce que Godard appelle la dictature de la génération actuelle. De plus, on ne peut ignorer les fluctuations internationales des prix et de la bourse, la spéculation, les émissions des différentes sortes de pollutions qui sont en réalité des externalités négatives de l'activité économique. Les émissions de gaz à effet de serre (GES) et ses impacts sur le réchauffement climatique ; la pollution des eaux par le déversement d'éléments toxiques dans les plans d'eau ou par leur infiltration dans la nappe phréatique... sont quelques maux dont souffre notre société au quotidien et donc il est difficile de ne pas les prendre en compte.

“In a fully competitive economy with a complete set of futures markets and **no externalities**, and in which individuals discount their future at the social rate r , the time path of consumption will correspond to the optimal consumption path”.

La deuxième hypothèse forte est celle de la substituabilité entre les types de capital (hypothèse de substitution faible). C'est-à-dire que la dégradation du capital naturel peut être compensée par un investissement en capital industriel et en capital humain. Outre les difficultés liées à la manière dont la compensation entre les différents types de capital doit être opérée, cette hypothèse comporte un piège. De par leur caractère de biens communs, les ressources naturelles sont sous-évaluées et surexploitées. De plus, le caractère non renouvelable de certaines (voire de la plupart) qui fait d'elles des ressources épuisables n'est pas considéré.

On voit donc que ces hypothèses sont très loin de la réalité. Elles introduisent des biais importants dans le modèle et en réduisent la pertinence. La vérification empirique de ce modèle effectuée par les auteurs confirme bien ce fait. Les résultats leur application montrent que le mode de consommation dans les pays développés (Etats-Unis et Royaume Uni) est soutenable et celui dans les pays pauvres est non soutenable. Ce qui fait dire que la problématique de la consommation durable ne concerne pas les pays développés et que les modes de consommation actuels peuvent être maintenus contrairement aux recommandations du sommet de la terre.

2.1.2- L'approche socioéconomique et institutionnaliste : modèle de P.M. Boulanger, 2010

Cette approche de la consommation durable regroupe tous les courants qui placent au centre de leur représentation de la vie collective la notion de société et les institutions. C'est l'expression d'une priorité de la société sur l'économie ou bien encore l'idée d'une inscription sociale ou d'un encadrement de l'économie, *Mardellat (2010)*

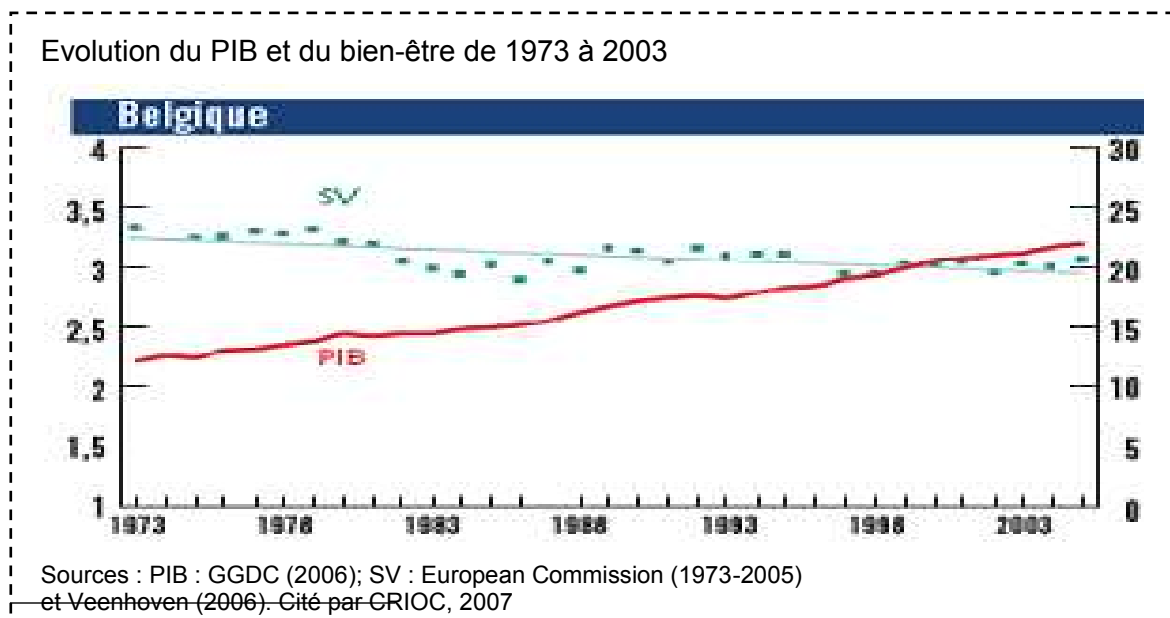
Elle est en rupture avec l'approche standard sur l'aspect qualitatif de la consommation. Rappelons que selon l'approche standard, la production est supposée répondre à une demande du consommateur qui vise la maximisation de son bien-être à travers la satisfaction de ses besoins. Ces besoins seraient peu nombreux, finis et, pour certains auteurs, universels. Mais les besoins sont aussi intrinsèquement insatiables ; la quête de la satisfaction est donc infinie donnant lieu à la demande de nouveaux produits et services et in fine de plus en plus de production. Dans cette logique, le bien-être apparaît comme une fonction croissante de la consommation (sous-entendue en quantité) ; ce qui se vérifierait aussi bien au niveau des individus qu'au niveau des nations.

Toutefois, historiquement lorsqu'on compare le PIB par habitant et le niveau de bien-être déclaré, on constate que les courbes n'évoluent pas dans le même sens. Certains pays

pauvres déclarent des niveaux de satisfaction de vie plus élevés que des pays plus riches. Les comparaisons entre pays conduisent à des conclusions divergentes : il existe bien une corrélation entre PIB par habitant et bien-être déclaré dans les pays à faibles revenus mais pas dans les pays à revenus plus élevés comme on peut le constater pour le cas de la Belgique (CRIOC, 2007)¹⁷. Ce constat peut être expliqué par l'existence d'un effet pervers ou immoral dans le modèle de consommation des pays développés. L'absence de « feedback » entre la production et la consommation instrumentalise totalement le consommateur dans ce système. Il serait manipulé par le système : à côté de besoins réels, il chercherait à satisfaire de faux besoins créés par le marketing, notamment dans le but de soutenir les profits des entreprises. De même, les biens matériels fourniraient de fausses satisfactions pour certains besoins psychologiques et sociaux. Ainsi, selon Boulanger (2007, p. 18), « *the consumer is perceived as the deus ex machina of the overall economic process* ».

La question de l'insoutenabilité n'est donc plus « consommons-nous trop ? » mais plutôt « consommons-nous bien ? ». En d'autres termes, est-ce que notre (mode) consommation nous permet-il d'atteindre réellement notre objectif de bien-être ? Ou en quoi notre modèle de consommation n'est pas durable ?

Boulanger (2007, p. 22) a élaboré une réponse à cette question en remplaçant le



17 Centre de Recherche et d'Information pour les organisations de Consommateurs : consommation durable, quel rôle pour le consommateur ? Bruxelles 2007

consommateur et son bien-être au centre de la problématique : *Who knows better than the consumers themselves what is good for them ? Where their well-being is and how to achieve it?* En se demandant ce qui va mal dans la consommation et ne favorisant pas le développement durable « *What's wrong with consumption for sustainable development?* », il arrive à mettre la lumière sur trois maux dont souffre le modèle de consommation dans les pays développés : la surconsommation « *overconsumption* », la mal-consommation « *misconsumption* » et la sous-consommation « *underconsumption* ». La consommation est donc jugée soutenable lorsqu'il n'y a ni surconsommation, ni mal-consommation, ni sous-consommation.

Les notions de surconsommation et de sous-consommation sont étroitement liées. L'une entraîne nécessairement l'autre. La surconsommation est une consommation non seulement excessive mais aussi nocive pour la personne qui consomme, pour la société (les contemporains et les générations futures) et pour l'environnement (l'équilibre des écosystèmes). Une consommation est qualifiée de surconsommation si et seulement si elle entraîne une sous-consommation ailleurs (parmi les contemporains) ou pour les autres (générations futures). Il y a alors surconsommation lorsque :

- certaines personnes (contemporains et générations futures) n'ont pas accès à une quantité suffisante (au-dessus d'un seuil spécifié ou norme) d'une ressource donnée ou des ressources en général (sous-consommation) ;
- d'autres apprécient les niveaux de consommation de ces ressources au-dessus de ce seuil susmentionné (surconsommation) ;
- Il existe une relation causale entre la surconsommation et la sous-consommation (p.24-25).

La mal-consommation quant à elle correspond à toute consommation supposée satisfaire un besoin mais qui finalement apporte une déception croissante ou une perte de bien-être. La mal-consommation est une critique de toute l'organisation du processus qui permet au consommateur de satisfaire ses besoins : la globalisation de l'activité économique, la désolidarisation du consommateur de sa communauté, son isolement qui fait de lui le maillon faible du mécanisme de l'activité économique. En un mot le consumérisme et la marchandisation. C'est donc toute consommation que le consommateur considère comme contraire aux valeurs d'une vie digne comme par exemple l'authenticité, la santé, la sécurité, le bonheur, etc.

Pour formaliser cette analyse, l'auteur propose un indicateur de productivité des ressources naturelles au sein du processus de génération de bien-être puis une décomposition de cet

Réalisé et soutenu par Amandine GNONLONFIN

indicateur en trois autres sous-indicateurs afin de dégager plusieurs formes de consommation durable : « analyse par la décomposition » (Boulangier, 2010).

$$S = \frac{WB}{EF}$$

$$S = \frac{WB}{Se} * \frac{Se}{C} * \frac{C}{EF}$$

Où: S signifie Durabilité (Sustainability); WB = le niveau de bien-être (Well-Being); EF = l’empreinte écologique (Ecological Footprint); C = Marchandises (Commodities) et Se = Service, dans l’acception de Nørgård (2006 – telle qu’utilisée dans le contexte de l’énergie, et non telle qu’utilisée dans le contexte de la comptabilité nationale). La notion de service peut aussi être définie comme l’interface entre le besoin et ce qui le satisfait, ou comme le “pouvoir satisfaisant” de ce qui satisfait (le « satisfaire » - Max-Neef, 1992).

Cette dernière formule met en lumière trois types de discours à propos de la consommation durable, trois stratégies “pures” visant à augmenter la durabilité:

- accroître le ratio $(\frac{C}{EF})$ par la diminution EF : EE (Eco-efficience , “Eco-efficiency”), qui vise à diminuer la pression environnementale de la production, de la consommation de matières premières et l’élimination des marchandises (Ecologie Industrielle, mouvement “cradle-to-cradle”, ...)
- accroître le ratio $(\frac{Se}{C})$ par la diminution de C : DC (Démarchandisation “De-commodification”) qui consiste à augmenter la proportion des biens et services consommés en dehors de la sphère du marché, et donc dans la sphère étatique (services publics) ou dans la sphère dite « autonome » (économie domestique, systèmes d’échanges locaux, modes de production et de consommation communautaire, etc.), à travers lesquelles les besoins et aspirations peuvent également être satisfaits ;
- accroître le ratio $(\frac{WB}{Se})$ par la diminution de Se tout en augmentant ou en maintenant le niveau de WB : S (Suffisance “Sufficiency”) qui insiste sur la nécessité de découpler bien-être et services assurés par les marchandises, c’est à dire, plus simplement, à découpler les fonctions du produit et le bien-être qu’elles engendrent (Simplicité volontaire, décroissance, ...).

Par rapport au modèle d'Arrow et al, ce modèle à l'avantage d'être plus complet. Il arrive à décortiquer la problématique de la consommation durable et permet de l'appréhender sur "toutes" ses facettes ; et de là, offre plusieurs manières de rendre la consommation durable. Il a aussi l'avantage d'intégrer les externalités de l'économie, la surexploitation et le caractère non renouvelable des ressources naturelles. Ainsi, le prix et le revenu ne constituent plus les seuls critères de choix du consommateur, il répond aussi aux incitations. En effet, les incitations sont déterminantes dans la réussite de ce modèle et supposent l'existence d'un cadre institutionnel et politique capable de créer les incitations nécessaires pour orienter la consommation vers les "sentiers de durabilité/soutenabilité". Ceci dit, c'est à la politique que revient le rôle très important de poser les limites de la consommation et de trouver les moyens d'amener les consommateurs à rester (librement) dans cette limite. L'importance de ce rôle efface les limites entre la politique et l'économie. De plus, vu que dans ce modèle la limite à imposer à la consommation pour la rendre durable reste une limite externe et que la consommation reste sans lieu et sans foyer, Mardellat (2010) estime qu'il se caractérise par trois négligences. La première est la négligence de la vertu du consommateur et de son jugement sur sa finalité, la deuxième est celle de l'institution de la consommation et enfin la troisième celle de la distinction entre l'économie et la politique. Pour dépasser ces limites, il propose un modèle basé sur une approche aristotélicienne de la consommation.

2.1.3- L'approche pratique ou aristotélicienne : modèle de Mardellat (2010)

Cette approche est une analyse philosophique de la consommation qui propose de revenir aux éléments essentiels que les approches standard et institutionnaliste ont banalisés. Pour comprendre le « sens universel » de la consommation, il faut faire recourt à Aristote plutôt qu'aux grands auteurs de l'économie politique, telle que développée depuis le début du 18^{ème} siècle et pour qui la consommation est analysée par l'intermédiaire de la production. Il faut donc lier la théorie de la consommation à celle du bonheur que la science économique confond et quantifie par bien-être : « seule la consommation engage directement la question du bonheur parce que seule la consommation révèle d'un choix dans lequel intervient exclusivement la question de savoir que tel ou tel bien, tel ou tel lieu de vie, tel ou tel désir permettent de vivre de la manière la plus heureuse que possible », Berthoud (2010, p. 31).

Pour analyser la soutenabilité de la consommation, Mardellat part du croisement de deux thèmes : celui de la consommation et du bonheur (qualité de vie selon lui) et celui de la consommation et de la soutenabilité ou durabilité dans le temps. Pour lui, la qualité de vie est le choix de consommation dont la finalité est le bonheur. C'est-à-dire le choix pour une vie à la dignité d'être vécue par l'homme et ce choix repose sur une vertu. Pour le second

Réalisé et soutenu par Amandine GNONLONFIN

thème, c'est-à-dire la soutenabilité, il introduit la notion d'intra et intergénérationnelle du développement durable. La question de la soutenabilité des pratiques de consommation ne peut être posée sans aborder la question de la pérennité du bonheur et dès lors sans aborder la question du consommateur (en tant qu'agent), la question de l'institution de la consommation, et la question de la relation de l'économie à la pluralité des formes politiques qui assurent la soutenabilité des communautés humaines : qui consomme ? Quel est le lieu de la consommation ? Combien y a-t-il de formes de politique pouvant accueillir une consommation soutenable ?

Pour les deux approches précédente, la durabilité ou la soutenabilité de la consommation n'est que la pérennisation de l'appareil de production qui doit assurer un flux de bien-être au moins constant dans le temps et dans l'espace ; l'acte de la consommation en lui-même n'a pas de lieu. L'approche standard l'analyse à partir du marché et l'approche institutionnaliste l'analyse à partir de la société. De plus, les limites qu'il faut imposer à la consommation pour la rendre durable sont des limites quantitatives et externes à la consommation en tant que institution. Dans la première approche il s'agit de maintenir au cours du temps au moins le niveau de bien-être social présent, $dV_t / dt \geq 0$, ce que permet un équilibre intergénérationnel entre la consommation et l'épargne ou l'investissement. Dans la seconde approche il est question de réduire la consommation par un encadrement institutionnel et un système d'incitations adéquat, sans que le bien-être individuel n'en soit altéré du fait du paradoxe d'Easterlin¹⁸. Suivant ces considérations, il n'est pas possible de répondre à la question : qui consomme ?, ou plus précisément : qui est le consommateur ? Quel type d'homme est le consommateur ? Econome, excessif, gaspilleur, prodigue, etc. ?

Dans l'approche pratique, le consommateur mesure sa consommation par l'usage de la richesse et non par l'acquisition de la richesse. La richesse ici doit être comprise comme le fait qu'un individu dispose de ce qui lui est propre pour vivre et jouir de sa vie et donc les moyens de vivre sa vie sans la perdre ni en souffrir. Elle comprend les « biens » mais aussi et d'abord les différentes formes sous lesquelles l'autrui est instrumentalisé (« A l'homme, nous dit Spinoza, rien n'est plus utile que l'homme »). Dans cette perspective, la limite de la consommation est déterminée de façon qualitative et interne à la consommation : il y va du bon usage des richesses et non pas du volume ou de la quantité des biens qui composent cette richesse. Ceci dit, la consommation soutenable ne peut autrement être définie que comme bon usage des richesses, ce qui veut dire que la consommation soutenable permet à la richesse consommée d'accomplir justement sa fin, le bonheur. Or cette aptitude

¹⁸ Easterlin, Richard A. (1974) : une hausse du PIB ne se traduit pas nécessairement par une hausse du niveau de bien-être ressenti par les individus.

à faire bon usage des richesses, tout en supposant ici que le consommateur n'est pas tombé dans l'illusion quant au contenu et à la nature de la richesse, révèle la qualité du consommateur. Sa disposition au bien ou au juste dans le choix, c'est ce qu'Aristote nomme une vertu. La vertu est la mesure dans l'usage des richesses, c'est-à-dire le juste rapport d'usage au monde. La vertu se manifeste dans la consommation comme une excellence du consommateur permettant ainsi d'apporter une réponse à la question : qui est le sujet d'une consommation soutenable ? Mais est-ce que cette vertu qui amène le consommateur à faire attention à sa richesse et à en faire un bon usage est innée en lui ? Si non comment et où le consommateur peut l'acquérir ?

La réponse à la première question est certainement négative selon la philosophie aristotélicienne. La vertu n'est pas considérée comme une donnée psychologie comme la rationalité en science économique mais c'est une disposition éthique qui doit être éduquée et entretenue par l'expérience de la vie. Pour rendre la consommation durable il faut alors miser sur l'éducation de la vertu au consommateur. En d'autres termes, les effets pervers de la consommation qui la rendent non durable (quelle que soit sa forme, la surconsommation ou la mal-consommation au sens de Boulanger) sont le fait de la séparation de l'économie et de la morale par les courants économiques.

Le consommateur soutenable n'est pas un consommateur dé-territorialisé vagabondant à la surface d'un marché globalisé ; il n'est pas un individu sans terre et hors de tout lieu du monde et sans qu'aucune ascendance et descendance ne le relie à une génération et à une communauté. La consommation se fait en un lieu ; là où le consommateur vit et c'est là qu'il faut l'éduquer. Le lieu de vie qu'est l'habitation est aussi un lieu de partage et de l'usage des richesses que l'unité de lieu rassemble en une propriété. Les personnes que rassemble l'usage partagé d'une propriété, c'est ce que nous nommons une famille. Comme l'écrit Berthoud (2005, p. 63) « la famille abrite la consommation ». Or c'est dans la famille que s'apprend l'usage des richesses, et c'est donc en tant que telle l'institution privilégiée d'éducation de la vertu économique pour l'apprentissage d'une relation justement proportionnée à l'usage des richesses, à la consommation soutenable. Interroger la consommation durable, c'est interroger la durabilité de la première institution économique : la famille.

Le tableau ci-après résume le point de vue des trois approches développées ci-dessus. On s'aperçoit que pour savoir ce qui n'est pas durable ou soutenable dans notre mode de consommation, et donc comment la rendre durable, il faut se poser les bonnes questions. La manière de se poser ces questions est déterminante pour les trouver les réponses adéquates.

Tableau n°6 récapitulatif des trois approches de la consommation durable

	La question posée :	Consommation insoutenable :	Consommation soutenable :	Ce qui est durable :	Ce qui est oublié :
Approche standard	Consommons-nous trop ?	Consommation qui réduit le bien-être social inter temporel	Consommation équilibrée par l'épargne dans un horizon inter temporel	Le système économique équilibré inter temporellement	Les institutions et la nature pour l'institutionnalisme + la critique de l'argent pour l'approche pratique
Approche institutionnaliste	Consommons-nous mal ?	Consommation qui n'augmente pas le bien-être individuel	la consommation insérée dans un environnement institutionnel responsable	La société et ses institutions	La critique de l'argent, la vertu économique et la distinction économie/politique pour l'approche pratique
Approche pratique	Qui consomme ? où consomme-t-il ? Dans quel régime politique ?	Consommation dominée par la chrématistique	La consommation mesurée par la vertu économique	La vertu de l'agent consommateur	

Source : Mardellat (2010)

2.2- Application empirique : modèle de Boulanger (2010)

2.2.1- Méthode

L'application empirique du modèle de Boulanger nous permettra de tester notre première hypothèse selon laquelle l'insoutenabilité des modes de consommation des ménages explique l'augmentation des déchets municipaux.

En effet selon ce modèle, la durabilité de la consommation peut être mesurée par un indicateur de productivité des ressources naturelles au sein du processus de génération de bien-être. La durabilité est décomposée et analysée en trois ratios qui correspondent à "l'efficacité écologique" ($\frac{C}{EF}$), "la démarchandisation" ($\frac{Se}{C}$) et la "suffisance" ($\frac{WB}{Se}$) :

$$S = \frac{WB}{Se} * \frac{Se}{C} * \frac{C}{EF}$$

Où: S signifie Durabilité (Sustainability); WB = le niveau de bien-être (Well-Being); EF = l’empreinte écologique (Ecological Footprint); C = Marchandises (Commodities) et Se = Service.

D’après cette formule, on peut accroître la durabilité par l’augmentation de l’un des trois indicateurs ou des trois indicateurs simultanément. Dans le cadre de ce travail, nous étudierons l’évolution de l’indicateur “efficacité écologique” ($\frac{C}{EF}$) en supposant que les deux autres indicateurs [“la démarchandisation” ($\frac{Se}{C}$) et la “suffisance” ($\frac{WB}{Se}$)], sont constants dans le temps. En d’autres termes, la vérification de l’hypothèse l’insoutenabilité des modes de consommation des ménages en France explique l’augmentation de la production des déchets municipaux, se fera à travers l’analyse de la variation de l’indicateur $\frac{C}{EF}$ toutes choses étant égales par ailleurs.

Selon Boulanger (2010), l’augmentation de cet indicateur traduit le découplage de la croissance de la consommation avec la croissance des pressions environnementales. Toutefois, cet indicateur ne peut mesurer que la charge environnementale par unité de consommation et non la totalité de l’empreinte écologique d’une économie au sens de WWF¹⁹. Dans la majorité des cas, l’empreinte écologique se mesure par la quantité de la pollution qui est analysée.

Etant donné que l’empreinte écologique (pollution) de la consommation finale des ménages est une pollution diffuse, il est difficile de la mesurer. Nous pensons alors que l’empreinte écologique de la consommation des ménages augmente si la consommation de matière dans l’économie augmente ou si la durée de vie des biens diminue ou s’il y a une substitution de matière recyclable par une matière non ou moins recyclable toutes choses étant égales par ailleurs. Pour cela, nous analyserons la consommation de capital fixe des ménages, les dépenses de réparation comme valeur indicateur de la durée de vie des biens durables et semi durables. La consommation du capital fixe est l’agrégat qui mesure la dépréciation subie par le capital fixe au cours de la période considérée par suite d’usure normale et d’obsolescence prévisible (Insee). En partant du fait que la dépréciation d’un objet conduit son propriétaire à le jeter (à plus ou moins court terme) et donc à le transformer en déchet dont l’élimination génère des pollutions ; la consommation du capital fixe par les

¹⁹ World Wildlife Fund : L’empreinte écologique est une mesure de la pression qu’exerce l’homme sur la nature. C’est la somme des surfaces biologiquement productives de productivité moyenne mondiale qui est nécessaire pour soutenir la consommation des habitants considérés
Réalisé et soutenu par Amandine GNONLONFIN

ménages peut être considérée comme un indicateur acceptable pour mesurer l'évolution de la pollution causée par la consommation des ménages. Nous faisons la même analyse pour les dépenses de réparation des biens semi durables. Lorsque les dépenses de réparation diminuent, cela traduit le fait que les ménages préfèrent renouveler les biens en question que d'en consacrer une dépense pour les réparer donc un raccourcissement de la durée de vie de ces biens. Pour les biens non durables, l'analyse de la consommation de la matière verre et plastique dans la conception des emballages nous permettra de voir s'il y a une substitution entre ces deux matières.

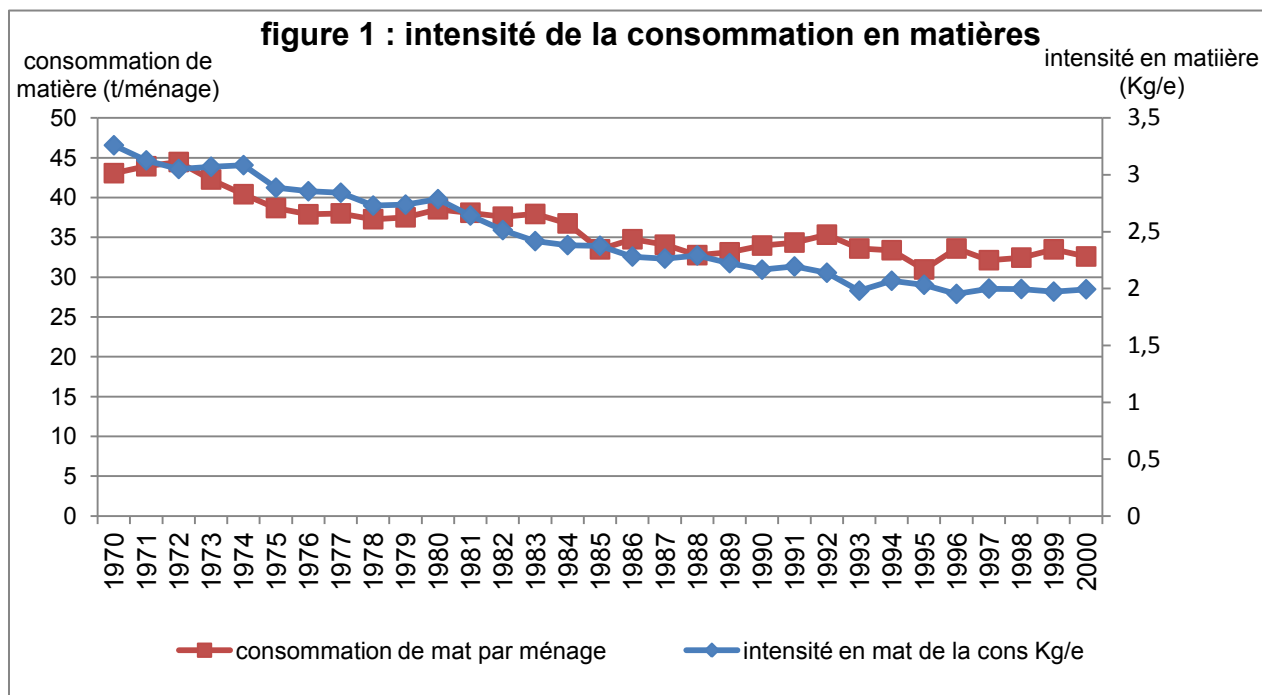
2.2.2- Analyse de la consommation des matières.

L'indicateur « efficacité écologique » de Boulanger mesure la pression qu'exerce la consommation sur l'environnement et son amélioration traduit un découplage de la croissance de la consommation et la croissance des pressions environnementales. L'efficacité écologique des ménages peut être analysée à travers l'intensité de la matière dans la consommation finale des biens et/ou par la consommation des matières par ménage. Le calcul de l'intensité de la matière dans la consommation fait intervenir la consommation intérieure apparente des matières et la consommation finale en biens des ménages. La consommation intérieure de matières agrège, en tonnes, les combustibles fossiles, les produits minéraux et agricoles, extraits du territoire national ou importés sous forme de matières premières ou de produits finis moins les exportations. Elle mesure la quantité totale de matières physiquement utilisées par l'économie nationale, afin de satisfaire aux besoins de la population (MEDDTL)²⁰. Nous notons que la consommation finale en biens tangibles ou physiques est la somme de la consommation en biens durables, semi durables et non durables par l'ensemble des ménages. L'intensité de la matière dans la consommation rapporte la consommation intérieure apparente des matières à la consommation finale en bien tangibles ou physiques des ménages.

L'intensité de la matière dans la consommation en France a diminué sur toute la période. Ce qui pourrait traduire une amélioration de l'efficacité écologique de la consommation. Dans les années 70, la consommation finale en bien tangibles ou physiques des ménages en France d'un euro correspondait à 3,23 kg de consommation de matière contre 1,74 kg en 2008 soit une diminution de 46% en quarante ans (figure 1). De même, la quantité de matières au service de chaque ménage a diminué mais de façon moins importante. Chaque ménage consommait en début de période 43,2 tonnes par an contre 32,6 tonnes en 2008 soit une économie de près de 10 tonnes par ménage. Selon le Ministère du Développement

²⁰ Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement

Durable, cette amélioration peut être expliquée par la substitution partielle de combustibles nucléaires au pétrole et au charbon.

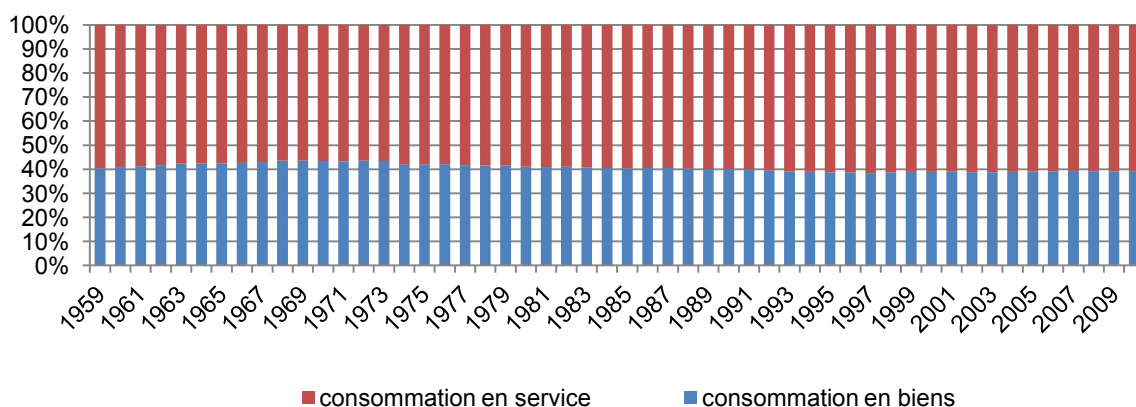


IFEN et INSEE

2.2.3- Analyse de la consommation finale des ménages

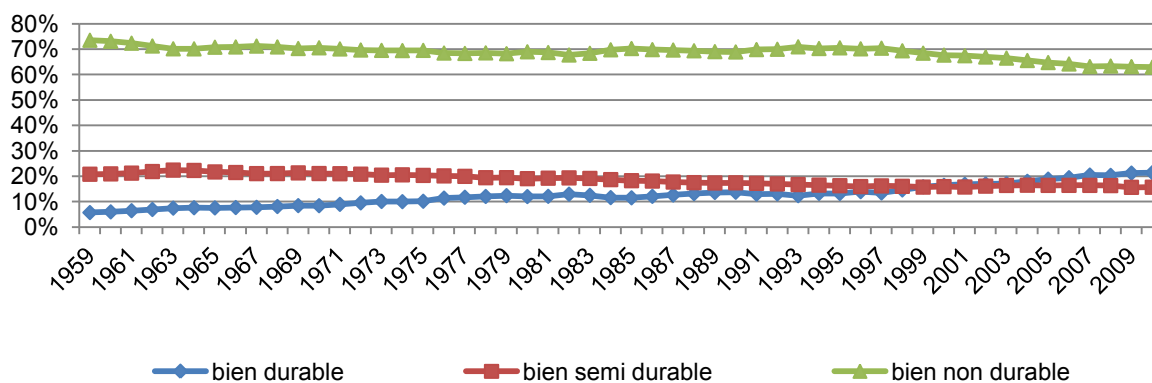
La consommation finale des ménages est l'ensemble des dépenses que ces derniers consacrent chaque année à l'achat des biens et services de consommation. Seule la consommation des biens entraîne (immédiatement pour les biens non durables, en moins d'un an pour les biens semi durable et à moyen terme pour les biens durables) la production de déchets municipaux. La structure de la consommation finale des ménages entre biens et services a très peu évolué ces cinquante dernières années. L'ensemble de la consommation en bien (bien durable, bien semi durable et bien non durable) tourne autour des 40% sur cette période. La consommation des biens non durables diminue mais demeure la plus grande part de la consommation en biens. En 2010, elle représentait 63% de la consommation en biens. La part des biens semi-durables est en baisse continue alors que les biens durables voient leur part augmentée, de 6% en début de période pour atteindre les 21% en 2010 (figure 2 & 3).

figure 2: composition de la consommation finale des ménages



INSEE, comptes nationaux, base 2005

figure 3: évolution de la part de chaque type de biens

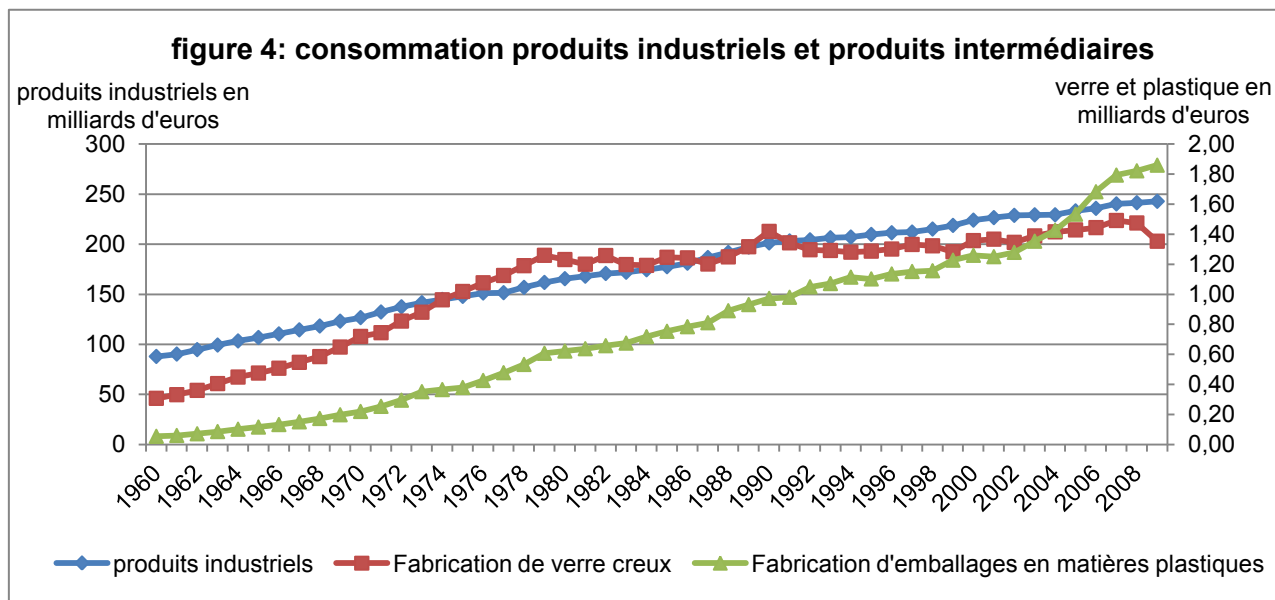


INSEE, comptes nationaux, base 2005

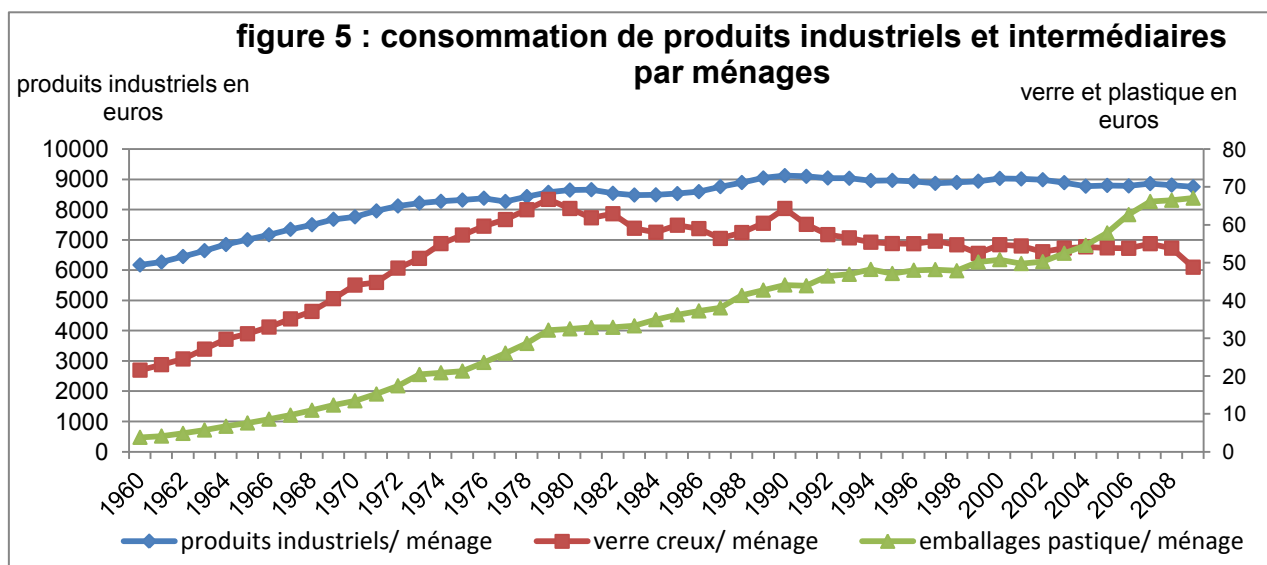
La consommation alimentaire représente environ 50% de la consommation non durable dont 90% de produits industriels. Comme le montre les figures 4 & 5, la consommation des produits industriels a augmenté de plus de 170% en cinquante ans alors que la consommation de produits d'emballage en plastique a été multipliée par 34 et celle en verre par 8. Cependant on note une baisse continue de la consommation d'emballage en verre par ménage à partir du début des années 80 au profit de celle en plastique alors que la consommation de produits industriels se stabilise. En 2009, chaque ménage consomme annuellement 67 euros d'emballages plastiques contre 48 euros de verre. Les emballages en verre sont totalement recyclable lorsqu'ils sont collectés sélectivement alors que la majorité des plastiques ne le sont pas sont. D'après Eco emballage, le taux de recyclage en 2007 est de 75% pour le verre contre seulement 21% pour le plastique. Ceci dit, les consignes de tri des emballages en plastique ne concerne aujourd'hui que les flacons et bouteilles. Les barquettes, films plastiques, pots de yaourt en sont exclus. Le gisement de déchets d'emballage en plastique recyclable ne représente qu'environ 10% du volume des

Réalisé et soutenu par Amandine GNONLONFIN

déchets municipaux en plastique. Comme nous avons souligné dans la première partie de ce travail, le plastique est la matière qui libère le plus de particules polluants lorsqu'elle est traitée par incinération. L'augmentation de la consommation d'emballage en plastique augmente les risques de pollution liés à la gestion des déchets.



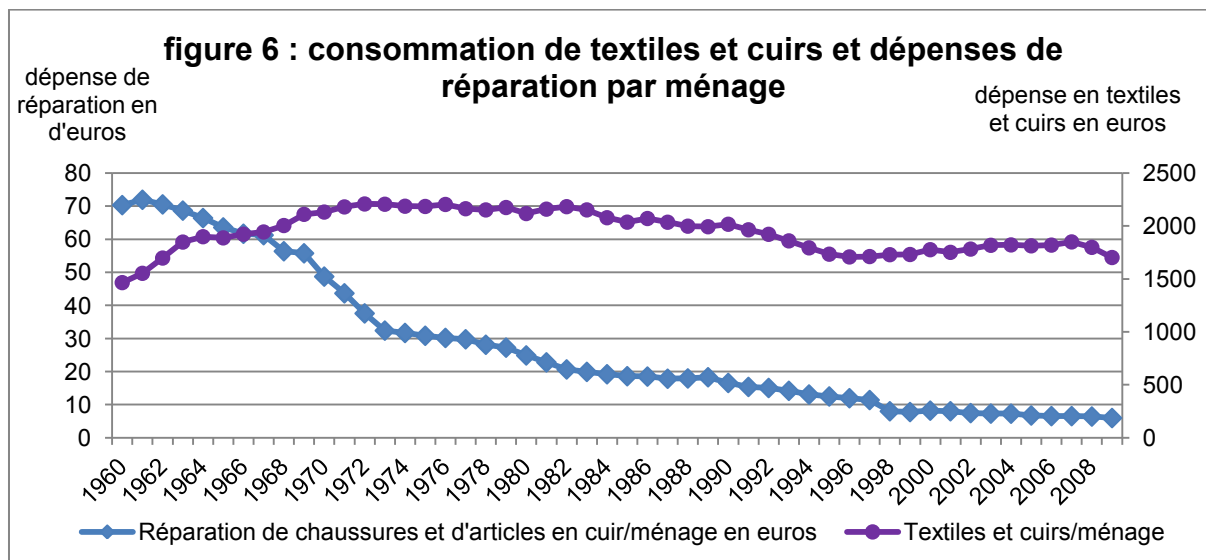
INSEE, compte nationaux, base 2000



INSEE, compte nationaux, base 2000

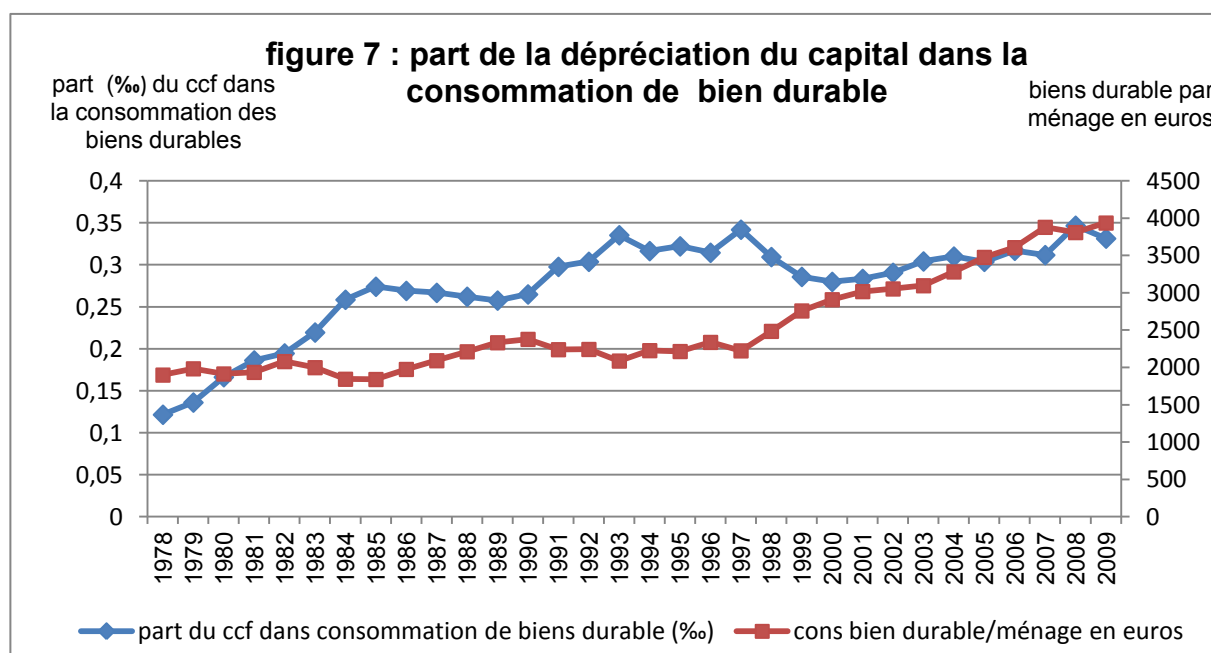
Quant aux biens semi-durables, les textiles et cuirs représentent plus de 50% de ce poste. Une analyse de la dépense des ménages consacrée à la réparation des chaussures et objets en cuir permet de dire qu'il y a un raccourcissement de la durée de vie des biens semi-durables sur les cinquante dernières années. En effet, la figure 6 montre une baisse continue et rapide de la dépense de réparation. Cela pourrait traduire que les ménages français préfèrent renouveler les articles de ce poste que de les réparer. Ce faisant la probabilité que

ces articles se transforment en déchets augmente ainsi que les risques de pollution liés à la gestion de ces déchets.



INSEE, compte nationaux, base 2000 (dépense de réparation) et base 2005 (consommation textiles et cuirs)

De même les biens durables, constitués essentiellement d'automobiles, des meubles et articles d'ameublement et des gros appareils ménagers électriques ou non électriques, ont une durée de vie de plus en plus courte. La part de la dépréciation du capital dans la consommation des biens durables a eu une augmentation très forte jusqu'en 1985 avant de connaître un ralentissement de sa croissance. L'évolution de la part de la dépréciation a été plus forte que celle de la consommation des biens durables jusqu'en 2004.



INSEE, compte nationaux base 2005

De l'analyse de la consommation finale des ménages français sur les cinquante dernières années, nous pouvons retenir un raccourcissement de la durée de vie des biens et une substitution des matières parfaitement recyclables par des matières non ou peu recyclables pour l'emballage des biens non durables.

A présent, comparons la variation de nos indicateurs de soutenabilité des mode de consommation ; à savoir l'intensité de la consommation des matières, la dépense en consommation d'emballage plastique, la dépense de réparation des chaussures et objets en cuir, la consommation de capital fixe et le rapport de substitution entre la dépense d'emballage en plastique et la dépense d'emballage en verre ; à la variation de la quantité de déchets produite par habitant afin de découvrir le lien entre eux. Cette analyse se sera avec une fonction double logarithme. Afin d'éliminer l'effet revenu, nous avons intégrer une variable revenu (le PNB/hab) pour enfin aboutir aux équations suivantes :

$$\log q_{d1} = \beta_{01} + \beta_{11}\log(PNB) + \beta_{21}\log(intensité_conso_mat)$$

$$\log q_{d2} = \beta_{02} + \beta_{12}\log(PNB) + \beta_{22}\log(conso_emba_plasti)$$

$$\log q_{d3} = \beta_{03} + \beta_{13}\log(PNB) + \beta_{23}\log(dépens_réparation)$$

$$\log q_{d4} = \beta_{04} + \beta_{14}\log(PNB) + \beta_{24}\log(CCF)$$

$$\log q_{d5} = \beta_{05} + \beta_{15}\log(PNB) + \beta_{25}\log(rapport_substitu_plasti_verre)$$

Tableau n°7 : Variables explicatives et variable expliquée

Variables	Explication	moyenne	minimum	maximum	Source
q _d (Kg/hab/an)	Quantité de déchets municipaux	512,8	475	543	Eurostat
PNB (dollars à PPA)	Produit National Brut par habitant	27.426	20.260	43.970	WBI
Intensité_conso_mat (Kg/Euro 2005)	Rapport entre la consommation apparente de matière et la dépense en consommation finale en bien	1,87	1,71	2,03	IFEN et INSEE
Conso_emba_plastiq (euros 2000/hab)	Dépense de consommation finale d'emballage plastique	23,26	19,05	29,69	INSEE
Dépens_réparation (euros 2000/hab)	Dépense de réparation des chaussures et objets en cuir	3,44	2,64	5,05	INSEE,
CCF (euros/hab)	Consommation de capital fixe	40,76	28,87	58,10	INSEE
Rapport_substitu_plastiq_verre	Rapport entre dépense de consommation finale d'emballage plastique et d'emballage en verre	101,67	85,62	137,43	INSEE

Malheureusement la série statistique des quantités de déchets ne couvre que la période de 1995 à 2009 et nous oblige à limiter notre analyse sur quinze observations. Les différents tests que nous avons réalisés montrent que la variance de la quantité de déchets municipaux est expliquée par le seul effet revenu (voir annexe n°4).

Tableau n°8 : Récapitulatif des résultats des modèles

Equation	$\log q_{d1}$	$\log q_{d2}$	$\log q_{d3}$	$\log q_{d4}$	$\log q_{d5}$
PNB	0,29	0,32	0,15	0,42	0,29
Intensité_conso_mat	ns	_	_	_	_
Conso_embal_plastiq	_	ns	_	_	_
Dépens_réparation	_	_	ns	_	_
CCF	_	_	_	ns	_
Rapport_substitu_plastiq_verre	_	_	_	_	Ns
R ²	0,92	0,91	0,90	0,93	0,91

_ : pas testé dans l'équation ; ns : non significatif

Comme on peut le lire dans le tableau récapitulatif des résultats, le revenu a un effet statistiquement significatif mais inélastique sur la production de déchets municipaux. Ce résultat est comparable aux études empiriques dans des pays développés et utilisant des données au niveau microéconomique pour évaluer les déterminants de la production des déchets municipaux. Selon les études, l'élasticité revenu est comprise entre 0,01 et 0,41. La majorité d'entre elles a été réalisées à base d'enquêtes auprès des ménages et municipalités américains, excepté celles de Dennison et al (1995) et Hong (1999) qui ont étudié respectivement la sensibilité des ménages Irlandais et Coréen face à la variation de leur revenu. Gellynck et al. (2011) ont procédé différemment. Le but de leur étude était de déterminer les facteurs permettant aux municipalités dans la région Flandre en Belgique de réduire la production de leurs déchets résiduels pour atteindre l'objectif des 150 kg/hab/an. Ils ont trouvé que le revenu est l'un de ces facteurs qui jouent significativement sur la probabilité à réduire les quantités de déchets. Une augmentation de 1.000 euros du revenu des ménages réduit de 3,9% les chances d'une municipalité à atteindre l'objectif des 150 kg/hab/an.

Tableau n°9 : Elasticité revenu sur la base de données micro économiques

Etudes	Caractéristiques de l'étude	Elasticités revenu
Wertz (1976);	Ménages dans deux banlieues (USA)	0,27
Richardson and Havlicek(1978)	Quartiers d'Indianapolis (USA)	0.24
Jenkins (1991)	14 Municipalités (USA)	0,41
Hong et al (1993)	2.298 ménages à Portland, Oregon (USA)	0,05
Reschovsky and Stone (1994)	3.040 ménages à New York (USA)	0.22
Dennison et al (1995)	1.036 ménages à Dublin (Irlande)	Positive ²¹
Kinnaman and Fullerton (1997)	756 municipalités aux USA	0.31
Hong (1999)	3.017 ménages en Corée	0,01
Podolsky et Spiegel (1998)	159 villes de New Jersey (USA)	0,55
Gellynck et Verhelst (2005)	295 municipalités dans la région Flandre (Belgique)	0,32

Notre modèle ne permet donc pas de confirmer que l'insoutenabilité des modes de consommation explique l'augmentation des déchets municipaux. Cependant, d'autres études ont révélé un lien entre les modes de consommation et la production des déchets. Spiegelman et Sheehan (2006) avaient montré par une étude documentaire existence d'une relation positive entre la société de consommation et l'augmentation des déchets enfouis et ou incinérés au Etats Unis. Ils ont comparé la part de déchets municipaux traitée par enfouissement ou incinération au début et à la fin du 20^{ème} siècle et ont remarqué que les produits jetés par les ménages sont passés de 97 pounds par habitant en 1912 à plus de 1.232 pounds en 2000 et ce malgré la politique responsabilité élargie du producteur et la mise en œuvre de programme de collecte sélective et de recyclage. Pour eux, c'est une évidence que la société de consommation en est la cause. La consommation est motivée par des facteurs que les politiques déchets n'arrivent pas encore à contrôler.

McCullough (2010) a put expliquer comment la société de consommation favorise la production de déchets municipaux. Il est partir d'une formalisation microéconomique du comportement du consommateur face à la consommation deux types de biens tangibles ou physiques : les biens jetables et les biens réutilisables. Les biens jetables sont des biens utilisables n fois puis sont jetés en fin de vie et les biens réutilisables sont ceux qui une fois en fin de vie peuvent être réparés pour un nouveau cycle d'utilisation. La consommation de ces derniers favorisent tous deux la production de déchets municipaux mais l'impact de la consommation des biens jetables est strictement supérieur (environ deux fois) à celui des

²¹ Valeur de l'élasticité non disponible mais significative

biens réutilisables. Il montre premièrement que lorsque le taux du salaire horaire augmente, la consommation des deux types de biens augmente (effet revenu). Cependant les consommateurs préfèrent plus les biens jetables (qui leur reviennent moins cher en temps) que les biens réutilisables. Ce qui fait que l'élasticité des biens jetables par rapport au taux de salaire horaire est supérieure à l'élasticité des deux types de biens ensemble. Lorsque le revenu augmente, les consommateurs cherchent à faire d'économie de temps et par conséquent consomment plus des biens jetables qui leur coûtent moins en temps mais produisent plus de déchet. Deuxièmement, il montre que le taux d'actualisation de la consommation joue un rôle important dans la décision des consommateurs de réparer /d'entretenir un bien durable ou de le renouveler. Les consommateurs qui ont un taux d'actualisation de la consommation faible, seront plus enclins à réparer/entretenir leurs biens et de les réutiliser. En outre, lorsque la différence entre le coût de remplacement et celui de réparation/d'entretien diminue, le taux d'actualisation de la consommation doit être très faible pour que la réparation ou l'entretien reste attractive. Ainsi, lorsque la réparation/entretien demande plus de temps ou lorsque le taux de salaire horaire augmente, toutefois choses étant égale par ailleurs, seuls les consommateurs qui ont un taux d'actualisation de la consommation faible vont choisir l'option de réparation ou d'entretien. Or, la croissance dans des économies compétitives fait d'une part augmenter le taux de salaire horaire et d'autre part, le prix de plusieurs biens a une tendance à la baisse en raison de l'augmentation de la productivité, de l'innovation, de l'externalisation des processus industriels et de la baisse des entraves au commerce international. Tous ces facteurs contribuent à la réduction de la différence entre le coût de réparation/entretien et le coût de remplacement et rendent plus attractive l'option de remplacement pour le consommateur ; et donc plus de déchets et autres problèmes environnementaux. Les deux facteurs « temps » et taux d'actualisation de la consommation sont en réalité des indicateurs d'une société de consommation. Ce qui suppose une relation positive entre la société de consommation et la production des déchets municipaux.

Si les études sur les déterminants de la production des déchets municipaux au niveau des ménages donnent la possibilité de choisir un large échantillon sur un seul pays (tableau n°9), ce n'est pas le cas dans pour études à bases de données macroéconomiques. C'est pour cela que nous pensons que la qualité de nos modèles a été affectée par la taille des données disponibles. Un élargissement du champ d'étude ; au niveau européen ou des pays de l'OCDE par exemple ; permettra de faire une analyse économétrique complète et de dégager un modèle robuste à l'instar de Johnstone et Labonne (2004), Massimiliano Mazzanti et Zoboli (2009) et John McCollough (2010) qui ont testé empiriquement avec des

données panels les effets de la consommation finale et de sa durabilité sur la production et la gestion des déchets municipaux.

Tableau n°10 : Etudes empiriques au niveau international ou macroéconomique

Etudes	Caractéristiques	Résultats qualitatifs	Elasticité
Johnstone and Julien Labonne (2004)	30 pays de l'OCDE sur la période 1980-2000	La consommation finale des ménages et la production de déchets municipaux évoluent dans le même sens mais la relation est inélastique	0,69
Mazzanti et Zoboli (2009)	L'Union Européenne (UE25) sur la période de 1995-2005	1- La consommation finale favorise la production de déchets municipaux de manière inélastique et les modes de gestion par incinération et par enfouissement de manière élastique.	0,239 (total déchets municipaux) 3,382 (enfouissement) 24,287 (incinération)
		2- La consommation finale un effet quadratique décroissant sur les modes de gestion par incinération et enfouissement.	-0,242 (enfouissement) -1,267 (incinération)
		3- Les politiques de gestion de déchets en Europe ne sont pas assez incitatives pour prévenir l'effet revenu sur la production des déchets municipaux.	–
McCollough (2010)	28 pays de l'OCDE	1- Dans une société de consommation, l'augmentation des déchets municipaux n'est pas le seul fait de l'effet revenu. La répartition du revenu entre l'achat les biens jetables et les biens réutilisables est un facteur déterminant.	2,241(effet marginal du temps)
		2- Sous l'effet revenu, le coût d'opportunité du facteur « temps » augmentent. Par conséquent, les ménages, à la quête d'économie de temps, substituent une partie de leur consommation en biens réutilisables par des biens jetables.	
		3- le taux d'actualisation de la consommation a un effet marginal négatif mais aléatoire	

L'effet de la consommation finale est de même ordre que l'effet revenu c'est-à-dire positivement significative mais inélastique (Johnstone et Labonne, 2004 ; Mazzanti et Zoboli 2009). Le modèle de Johnstone et Labonne est basé sur l'hypothèse de maximisation de l'utilité des ménages et dont l'objectif est de pallier au manque d'études empiriques au

niveau macroéconomique sur les déterminants socio-économiques de la variation des quantités de déchets municipaux. Ils ont utilisé les données internationales sur trente pays de l'OCDE et sur la période de 1980- 2000 pour tester leur modèle dont l'équation est la suivante :

$$HHMSWPC_{it} = \beta_0 + \beta_1 HHINC_{it} + \beta_2 CHILD_{it} + \beta_3 HHSIZE_{it} + \beta_4 URBAN_{it} + \beta_5 POPDENS_{it} + \beta_i CNTRY_i + \varepsilon_{it}.$$

Où HHMSWPC=quantité de déchets municipaux par habitant, HHINC= dépense consommation finale par ménage, CHILD= pourcentage de la population de moins de 14 ans, HHSIZE= taille du ménage, URBAN= pourcentage de la population vivant dans la zone urbaine, POPDENS= population moyenne par KM²

Mazzanti et Zoboli (2009) sont allés plus loin en cherchant à voir l'effet de la consommation finale non seulement sur la production des déchets municipaux mais aussi son effet sur les modes de d'élimination et l'existence d'un effet quadratique. Leur vérification empirique a porté sur les pays de l'Union Européenne (UE25) et intègre non seulement des variables socio économiques mais aussi structurelles et de politique de gestion de déchet.

$$\log(WI) = \beta_{0i} + \beta_t + \beta_1 \log(C)_{it} + \beta_2 \log(C)_{it}^2 + \beta_3 (X)_i + \beta_4 (Z)_i + \varepsilon_{it}$$

Où WI représente les variables dépendantes qui prennent tour à tour la valeur des quantités de déchets produites par habitant, la quantité de déchets par habitant éliminée par enfouissement et la quantité de déchets par habitant éliminée par incinération. C représente la consommation finale, X les variables structurelles et socioéconomiques (densité de la population, population urbaine, taille du ménage...) et Z les variables (muettes) de politique de gestion de déchets (directive sur l'incinération, directive sur l'enfouissement, stratégie de gestion de déchets...). Leur résultat montre que l'élasticité de la consommation finale par rapport à la production de déchet décroît mais cette tendance n'est pas significative. En d'autres termes, la consommation n'a pas d'effet quadratique sur la production de déchet. En revanche, l'effet de la consommation finale sur les modes d'élimination que sont l'incinération et l'enfouissement est positivement élastique mais décroît de façon significative avec le temps.

Les travaux de McCollough (2010) sont particulièrement intéressants car c'est l'une des rares études qui s'est intéressée à la qualité de la consommation. Son modèle théorique qui à la base est un modèle microéconomique a été testé empiriquement mais avec des données au niveau macroéconomique sur les pays de l'OCDE. Ce modèle qui suppose une

relation positive entre la société de consommation, mesuré par le facteur « temps » et le taux d'actualisation de la consommation est testé par la relation linéaire suivante :

$$W = a_0 + a_1T + a_2S + a_3E + a_4U + a_5A + a_6I$$

Où W représente la quantité de déchets par dollar et par heure travaillé, T le nombre moyen de semaine travaillé, S le pourcentage moyen d'épargne du revenu disponible des ménages (utilisé comme proxy du taux d'actualisation de la consommation), E le niveau d'éducation, U le niveau d'urbanisation, A l'âge moyen de la population et I le taux net d'immigration. Les résultats confirment la relation positive entre le facteur « temps » et la production des déchets à 5%. Pour chaque semaine de travail supplémentaire, une économie (pays) génère 2,241 Kg de déchets par dollar et par heure. Cela s'explique par le fait que les ménages consomment relativement plus de produits jetables que de produits réutilisables lorsqu'ils passent plus de temps à travailler. Par contre, la relation entre le taux d'actualisation de la consommation est négative et non significative.

Partie 3 : Politique optimale de gestion de déchets

L'approche socioéconomique et institutionnaliste de la durabilité de la consommation que nous avons développée dans la deuxième partie préconise un encadrement institutionnel et un système d'incitations économiques adéquat pour imposer les limites à la consommation qui la rendent durable. Et comme nous l'avons montré dans la première partie de ce travail, le financement de la gestion des déchets municipaux en France est encore dans une logique fiscale. Elle est en effet quasiment financée par une taxe facultative et forfaitaire payée par les ménages (la TEOM) et dont l'assiette n'a aucune relation avec la demande du service de gestion des déchets. Cette situation conduit à une absence totale d'incitations économiques aux ménages à changer de comportement par rapport à la réduction des quantités de déchets produites et au tri. Une amélioration du système de tarification actuelle est donc déterminante pour l'atteinte des objectifs de réduction à la source et de recyclage. Pour cela, nous nous intéresserons dans cette partie aux différentes politiques optimales de gestion de déchets au niveau théorique et empirique afin de déterminer les conditions d'une tarification efficace.

3.1- Revue de littérature

Le fonctionnement du système des marchés décentralisés produit des externalités qui peuvent être positives ou négatives. Pour corriger la défaillance du marché causée par les externalités négatives, Pigou (1920) a élaboré le principe du « pollueur-payeur » ou de « l'utilisateur-payeur ». Dans le domaine de l'environnement, ce principe est le fondement des écotaxes incitatives pour réguler les différentes sortes de pollutions. Il consiste à faire supporter par chaque acteur économique le coût de pollutions de son activité. L'agent économique est donc amené à déboursier un montant en fonction de son utilisation des services, souvent publics, en charge de corriger ces pollutions. Les mesures découlant du principe « pollueur-payeur » ont pour but de rétablir la « vérité des prix » par l'entremise d'une taxe appelée « *taxe pigouvienne* » : si une activité économique entraîne une pollution, le coût de cette pollution (supportée par la collectivité) doit être pris en compte au niveau du pollueur. Le pollueur intègre donc dans son choix économique la totalité des coûts liés à sa production (coûts privés et coûts externes). L'objectif de cette taxe est de faire supporter au pollueur la totalité du dommage marginal subi. Ce principe a trouvé de nombreuses applications dans les sociétés occidentales, surtout en Europe, au cours des dernières décennies. C'est ainsi que se sont multipliés des systèmes de tarification sous forme de redevance en fonction, par exemple des déversements de polluants dans l'eau, des émissions de contaminants atmosphériques par les grandes industries, du bruit, etc.

Face à la question de gestion des déchets, les possibilités et modalités d'une application de ce principe ont été analysées par plusieurs auteurs [Fullerton et Kinnaman (1996) ; Fullerton et Wu (1998) ; Choe et Fraser (1999) ; Aalbers et Vollebergh (2005)]. Ainsi, au cours de ces dernières décennies, plusieurs modèles théoriques, se sont penchées sur la question afin de faire ressortir les déterminants d'une politique incitative optimale.

De ces différents travaux théoriques, on peut retenir qu'une taxation *pigouvienne* des déchets municipaux n'est pas une solution optimale de premier rang. En effet, lorsqu'on met en place une redevance d'utilisation directement liée aux quantités de déchets rejetées, les ménages sont incités à détourner leurs déchets des circuits de collecte traditionnels et à les éliminer de manière illégale (dépôts sauvages, incinération individuelle), Fullerton et Kinnaman (1996).

Cependant, certains auteurs soutiennent que l'optimum de premier rang peut être atteint sous certaines conditions. Ainsi, pour Fullerton et Kinnaman (1996) ; Fullerton et Wu (1998) et Aalbers et Vollebergh (2005) dans une situation où les ménages ont la possibilité de disposer illégalement leurs déchets, l'optimum de premier rang peut être atteint par une forme de système de consigne, le Deposit Refund System (DRS). Le DRS permet d'atteindre la même efficacité qu'une redevance d'utilisation basée sur les quantités rejetées (poids ou volume) sans inciter les ménages à déverser leurs déchets de façon illégale. Il consiste à prélever une taxe sur la consommation égale au coût d'élimination des déchets. Cette taxe est restituée aux ménages lorsque les déchets sont correctement collectés ou recyclés. Cette combinaison de taxe sur les biens de consommation et de subvention au recyclage à l'avantage non seulement d'inciter à la réduction à la source mais aussi au tri.

La formalisation du DRS telle que présentée par Fullerton et Kinnaman (1996), est basée sur l'hypothèse très forte de l'homogénéité des biens de consommation. Lorsque cette hypothèse est affaiblie et qu'on cherche à étendre le modèle aux biens hétérogènes, des problèmes d'informations imparfaites se posent ; puisqu'il est nécessaire de connaître le coût externe de chaque bien et de lui appliquer les taxes et subventions correspondantes. La prise en compte par Fullerton et Wu (1998) du choix d'éco-conception des firmes, permet de montrer que la taxe *pigouvienne* sur les ménages (qui peut être positive comme négative) et la taxe en amont sur les producteurs de biens ont le même effet sur l'effort de réduction à la source des firmes. En intégrant dans leur modèle un paramètre de potentiel déchet intrinsèque lié aux biens et un taux de recyclabilité, ils montrent qu'il est possible d'atteindre l'optimum de premier rang grâce un continuum de combinaisons de taxes et ou de subventions sur le producteur et sur le consommateur. Toutefois, les limites de ce modèle font qu'une partie des résultats ne sont pas robustes. Ces limites tiennent surtout à

Réalisé et soutenu par Amandine GNONLONFIN

l'existence des coûts de transaction lors des transferts forfaitaires sur le marché du recyclable, l'information imparfaite et la négligence de l'effort de recyclage des ménages.

Aalbers et Vollebergh (2005) ont montré que le DRS reste toujours valable et permet d'atteindre l'optimum de premier rang même si on prend en compte l'hétérogénéité des biens et l'effort de recyclage des ménages. Ils proposent que l'assiette de la taxe et de la subvention corresponde aux externalités du pire des polluants et que le montant de la subvention soit égal à la taxe sur la consommation lorsque les ménages recyclent. Mais si les ménages choisissent une autre option que le recyclage (par exemple la mise en décharge ou l'enfouissement), le montant de la subvention qu'ils reçoivent est égal au montant de la taxe sur la consommation diminué du montant des externalités causées par la mise en décharge ou l'enfouissement. Dans ces conditions, le nombre de combinaison de taxes et de subventions est restreint à trois cas de figures. Malgré ces progrès dans la formalisation du DRS, les problèmes d'information imparfaite et les coûts de transaction restent toujours sans solution. En effet, la difficulté de mesurer le degré de pollution de chaque bien et de les hiérarchiser pose des problèmes au niveau de l'assiette des taxes et des subventions. Aussi, du fait qu'il y a au moins deux subventions différentes, cela augmente les coûts de transferts qui ne sont pas pris en compte dans le modèle.

D'autres auteurs ont développé des modèles de second rang qui permettent de contourner les problèmes d'informations imparfaites et les coûts de translations liés aux modèles de premier rang, Choe et Fraser (1999) et Glanchant (2005). Ces modèles que nous développons dans ce travail montrent qu'une taxe proportionnelle aux quantités déversées peut être une solution optimale sans inciter les ménages au déversement illégal lorsqu'on considère le coût de recyclage pour les ménages. Quand ce coût est non significatif, l'optimum de premier rang peut être atteint en mettant en place différentes combinaisons d'une taxe environnementale sur les producteurs et d'une taxe sur l'élimination des déchets (ce qui est improbable). Mais si par contre ce coût est significatif, l'optimum de premier rang ne peut plus être atteint et il devient nécessaire de contrôler et de sanctionner les détournements illégaux pour atteindre un optimum de second rang.

3.1.1- Le modèle de Choe et Fraser (1999)

Contrairement aux modèles de premier rang, ceux du second rang correspondent mieux à la réalité et donc plus facile à mettre œuvre. Ils représentent un cadre d'analyse théorique propice à la mise en place d'une « tarification à l'unité » et permettent de dégager les conditions de réussite d'un tel système de tarification. La base de ces modèles a été posée par Choe et Fraser (1999).

Réalisé et soutenu par Amandine GNONLONFIN

Dans leur modèle, les producteurs sont représentés par une firme compétitive qui produit un bien de consommation à un coût :

$$C(q, k) = (c + k)q$$

où q représente la quantité de bien de consommation produite, c (avec $c > 0$) le coût marginal de production qui est constant et k (avec $k \geq 0$) le coût marginal de réduction du potentiel déchet intrinsèque au bien produit.

La quantité de déchet intrinsèque au bien produit est donnée par la fonction :

$$\alpha(k) \text{ avec } 0 \leq \alpha(k) \leq 1 ; \alpha' < 0 \text{ et } \alpha'' > 0.$$

On considère que α correspond à la fraction du bien de consommation qui devra être éliminée si la firme ne fait pas d'effort de réduction à la source. On considère aussi que la firme est compétitive et fait une allocation optimale de ces ressources. Cette hypothèse permet d'ignorer les politiques visant à améliorer l'efficacité allocative des ressources et de se concentrer uniquement sur les questions environnementales.

Les consommateurs quant à eux sont représentés par un ménage ayant une fonction d'utilité :

$$U(q, e, \gamma) = u(q) - v(e) - \gamma$$

Où e représente le niveau d'effort de réduction à la source fourni par le ménage, avec $e \in [0, e]$; et γ le coût monétaire d'élimination des déchets. On suppose que $u' > 0$, $u'' < 0$; $v' > 0$, $v'' < 0$ et $v(0) = 0$. Il est à noter que l'effort de réduction à la source consiste au recyclage et à la réutilisation. La quantité de déchet générée par le consommateur est donnée par la fonction de production de déchet :

$$w[\alpha(k)q, e]$$

Avec les dérivées partielles $w'_{\alpha(k)q} > 0$ noté (w_1), $w'_e < 0$ noté (w_2), et $w'[\alpha(k)q, 0] = \alpha(k)q$. La quantité de déchets à éliminer augmente avec la quantité de déchet intrinsèque et diminue avec l'effort de réduction à la source du consommateur. Le ménage a le choix d'éliminer légalement (circuit de collecte traditionnel) ou illégalement (déversement sauvage, incinération individuelle) une partie ou la totalité de ses flux de déchets. La fraction des déchets détournés illégalement est notée f . Finalement, le coût des externalités causé par les déchets produits par un ménage dépend de trois facteurs : le coût de réduction du

potentiel déchet intrinsèque au bien (k), l'effort de réduction à la source fourni par le ménage (e) et le montant des déchets détournés illégalement (f). Si le ménage élimine illégalement ses déchets, il supporte un coût privé par unité de déchet noté δ et un coût unitaire externe noté ϵ , de sorte que le coût social total unitaire est égal à $\delta + \epsilon$. Si par contre le ménage élimine légalement ses déchets, le coût social unitaire est égal à γ et est à la charge du régulateur (ce coût comprend les coûts de collecte et de tri, de mise en décharge, d'incinération, d'enfouissement, et les coûts environnementaux liés à ces modes d'élimination légales). Le modèle suppose la relation suivante entre les différents coûts unitaires : $\delta < \gamma < \delta + \epsilon$: c'est-à-dire que le coût privé supporté par le ménage lorsqu'il élimine illégalement est inférieur au coût d'élimination légale, et ce dernier est inférieur au coût social total d'élimination illégale.

Quant au régulateur, il lui est facile de connaître $\alpha(k)q$, la quantité de déchet intrinsèque aux biens. Le modèle considère qu'il peut l'évaluer et la contrôler à moindre coût, sans pour autant contrôler les montants de k dépensés. Il peut donc imposer à la firme une taxe environnementale t sur cette assiette. De la même manière, on suppose que le régulateur peut surveiller les détournements illégaux mais pas l'effort de réduction à la source des ménages. Il peut mesurer les quantités de déchets éliminés légalement, $(1 - f)w[\alpha(k)q, e]$ et dans le même temps surveiller et évaluer les quantités éliminées illégalement. On note π la probabilité de surprendre ces pratiques illégales et πm le coût de surveillance associé avec $m > 0$.

Si par nature ce modèle est un modèle avec un optimum de second rang, il est possible de décrire l'optimum de premier rang dans le contexte de ce modèle. En effet, si on considère que le niveau d'effort de réduction à la source des ménages est nul, alors l'optimum de premier rang est garanti par l'égalité entre l'utilité marginale et le coût social marginal de la consommation [$u'(q) = c + k + \gamma\alpha(k)$] ; par légalité entre le coût marginal et le bénéfice marginal de l'effort de réduction des firmes [$k = -\gamma\alpha'(k)q$] et par l'absence de détournements illégaux ($f = 0$). Du côté de l'équilibre décentralisé, on considère que le régulateur peut mettre en place une taxe environnementale t basée sur la quantité de déchet intrinsèque au bien produit par la firme et une redevance incitative sur les quantités de déchets rejetés par les ménages τ . Conformément aux résultats de Fullerton et Wu (1998) on peut montrer que l'optimum de premier rang peut être atteint sur le marché décentralisé par le biais de différentes combinaisons de t et τ telles que $t + \tau = \gamma$ et $\tau \leq \delta$. Dans ce cas, il existe donc un continuum de politiques de premier rang qui va de $(t = \gamma, \tau = 0)$ jusqu'à $(t = \gamma - \delta, \tau = \delta)$. Cependant, la présence d'un effort de réduction à la source par les ménages va conduire à deux modifications majeures de ce résultat conforme aux études

Réalisé et soutenu par Amandine GNONLONFIN

antérieures. Premièrement, la flexibilité des choix de politiques va être réduite, du fait essentiellement des incitations contreproductives fournies par la redevance d'utilisation. Deuxièmement, cela rend l'optimum de premier rang impossible à atteindre. L'hypothèse sur les coûts sociaux des deux types d'élimination ($\gamma < \delta + \varepsilon$) requiert que l'ensemble des déchets soit éliminé de façon légale, soit $f = 0$. A partir de là, le régulateur social va chercher q, e et k qui maximisent le surplus total que l'on peut écrire $u(q) - v(e) - (c + k)q - \gamma w[\alpha(k)q, e]$. On peut écrire les conditions de premier ordre de la façon suivante :

$$u'(q) = c + k + \gamma \alpha(k) w_1[\alpha(k)q, e] \quad (1)$$

$$v'(e) = -\gamma w_2[\alpha(k)q, e] \quad (2)$$

$$\gamma \alpha'(k) w_1[\alpha(k)q, e] = -1. \quad (3)$$

On considère maintenant le mécanisme décentralisé du marché privé où le régulateur utilise une combinaison de t et τ . On note p le prix du bien de consommation. La fonction de profit de la firme peut alors s'écrire : $pq - (c + k)q - t\alpha(k)q$

La firme cherche q et k qui maximisent cette fonction de profit, les conditions de premier ordre de ce programme s'écrivent :

$$p = c + k + t\alpha(k), \quad (4)$$

$$\frac{\partial p}{\partial k} q - q - t\alpha'(k)q = 0. \quad (5)$$

Dans l'équation (5), le terme $\frac{\partial p}{\partial k}$ traduit le fait que la firme fait face à une demande pour k qui se reflète dans le prix p que les consommateurs sont prêts à payer pour un contenu du bien en déchet moins élevé.

Considérons maintenant le problème d'optimisation du ménage, en supposant qu'il élimine ses déchets de façon légale, ce qui est le cas si $\tau \leq \delta$. Le ménage représentatif va chercher q, e , et k qui maximisent son utilité : $u(q) - v(e) - pq - \tau w[\alpha(k)q, e]$. Les conditions de premier ordre de ce programme sont les suivantes

$$u'(q) = p + \tau \alpha(k) w_1[\alpha(k)q, e], \quad (6)$$

$$v'(e) = -\tau w_2[\alpha(k)q, e], \quad (7)$$

$$-\frac{\partial p}{\partial k} \cdot q - \tau \alpha'(k)q w_1[\alpha(k)q, e]. \quad (8)$$

En substituant les équations (4) et (5) dans les équations (6) à (8) puis en les comparant avec les équations (1) à (3), il apparaît évident que l'optimum de premier rang ne peut être atteint par le mécanisme du marché décentralisé que si et seulement si $t = 0$ et $\tau = \gamma$.

Cependant $\tau = \gamma$ ne satisfait pas l'hypothèse de départ $\tau \leq \delta$ puisque $\gamma > \delta$. On peut donc conclure que la taxe unitaire sur l'élimination nécessaire pour atteindre le niveau d'effort de réduction à la source des ménages optimal est trop élevée pour inciter les ménages à détourner leurs déchets du circuit légal.

Pour atteindre l'optimum de second rang le régulateur, conformément aux hypothèses du modèle décrites plus haut, dispose d'instruments additionnels qui lui permettent de contrôler et de surprendre les détournements illégaux des ménages. Cette surveillance est conditionnée par le choix de la probabilité de surprendre les ménages (π). On considère que les ménages sont neutres vis à vis du risque et on note φ la pénalité maximum par unité permise. On suppose que cette sanction est déterminée de façon exogène. On suppose alors que $\varphi \geq \epsilon$, la pénalité associée aux détournements illégaux est donc supérieure au coût environnemental du détournement illégal. La mise en œuvre de l'élimination légale ou illégale par le régulateur va donc dépendre des coûts d'incitation à l'élimination légale relativement aux bénéfices de cette dernière. Dans le cas étudié ici, les ménages sont identiques et il apparaît que l'élimination légale correspond toujours à l'optimum de second rang, il est donc judicieux de se concentrer sur les politiques telles que $\delta + \pi\varphi = \tau$

Afin de simplifier l'analyse, on considère que la fonction de production de déchets est donnée par $w(\alpha(k)q, e) = \max \{0, \alpha(k)q - \rho e\}$, avec $\rho > 0$ et où ρ représente la réduction marginale de déchets correspondant au niveau d'effort fourni par le ménage. Avec les restrictions nécessaires sur $\alpha(k)$, ρ , et $v(e)$, on peut se concentrer sur la partie continue de la fonction déchet. Alors, l'effort de réduction à la source des ménages conduit à une réduction marginale des quantités de déchets constante. Sous cette hypothèse, on a $w_1 = 1$ et $w_2 = -\rho$, ce qui simplifie les équations (1) à (8).

Dans un premier temps, il convient d'observer comment les politiques mises en œuvre vont influencer l'effort de réduction à la source des firmes et le prix du bien de consommation. Les conditions d'équilibre pour k sont données par $(t + \tau)\alpha'(k) + 1 = 0$ qu'on obtient à partir des équations (5) et (8). Ainsi, à l'équilibre de marché décentralisé, avec les instruments (t, τ) , on a :

$$\frac{\partial k}{\partial t} = \frac{\partial k}{\partial \tau} = \left(\frac{(\alpha'(k))^2}{\alpha''(k)} \right) > 0, \quad (9)$$

$$\frac{\partial p}{\partial t} = \left(\frac{\partial k}{\partial t} \right) \left(\frac{\tau}{t} + \tau \right) + \alpha(k) > 0, \quad (10)$$

$$\frac{\partial p}{\partial \tau} = \left(\frac{\partial k}{\partial \tau} \right) \left(\frac{\tau}{t} + \tau \right) > 0. \quad (11)$$

Une augmentation de la taxe environnementale amont et une augmentation de la redevance en aval conduisent toutes les deux au même niveau d'effort de réduction à la source de la part des firmes. L'effet sur le prix du bien de consommation diffère selon qu'on augmente t ou τ . L'augmentation du prix du bien sera supérieure dans le cas d'une augmentation de t puisque ce dernier affecte directement le prix par l'intermédiaire de $\alpha(k)$.

Dans un second temps, on décrit la réponse des ménages, on suppose que les ménages choisissent toujours l'élimination l'égale, à cause de la contrainte $\delta + \pi\varphi = \tau$ qui induit donc $f = 0$. On considère π constant, tel que $\delta + \pi\varphi = \tau$. On peut écrire la solution du programme d'optimisation du consommateur par $q(t, \tau)$ et $e(t, \tau)$. On a alors :

$$\frac{\partial q(t, \tau)}{\partial t} = \frac{\partial q(t, \tau)}{\partial \tau} = \frac{\alpha(k)}{u''(q)} < 0, \quad (12)$$

$$\frac{\partial e(t, \tau)}{\partial t} = 0, \quad (13)$$

$$\frac{\partial e(t, \tau)}{\partial \tau} = \frac{\rho}{v''(e)} > 0. \quad (14)$$

Les équations (12) à (14) nous montre que l'augmentation des prix causée par la variation de la taxe amont va se traduire par une diminution des quantités de bien consommé, d'où $\frac{\partial q(t, \tau)}{\partial t} < 0$. La diminution des quantités de biens consommées consécutive à l'augmentation de t n'affecte pas le bénéfice marginal de l'effort de réduction des ménages, $\frac{\partial e(t, \tau)}{\partial t} = 0$. De la même façon, une augmentation de taxe en aval se traduit par une diminution des quantités consommées car le coût marginal de consommation augmente. L'unité de déchet supplémentaire doit être éliminée à un prix supérieur, $\left(\frac{\partial q(t, \tau)}{\partial \tau}\right) < 0$. Contrairement à l'augmentation de t , l'augmentation τ fait augmenter l'effort de réduction par l'accroissement du bénéfice marginal de cet effort, $\frac{\partial e(t, \tau)}{\partial \tau} > 0$.

Le problème de second rang peut maintenant être posé. On note $k(t, \tau)$ le k d'équilibre, et on remplace π par $\frac{\tau - \delta}{\varphi}$. La politique optimale de second rang correspond à la solution du programme suivant :

$$\begin{aligned} \max(t, \tau) S(t, \tau) \equiv & u[q(t, \tau)] - v[e(t, \tau)] - [c + k(t, \tau)]q(t, \tau) - \gamma\alpha[k(t, \tau)]q(t, \tau) \\ & - (t, \tau) - m(\tau - \delta)/\varphi \end{aligned} \quad (15)$$

$$\text{Sous les contraintes : } \delta \leq \tau \leq \delta + \varphi, \text{ et } (t + \tau) \alpha'[k(t, \tau)] + 1 = 0 \quad (16)$$

La politique optimale de second rang peut prendre les deux formes suivantes :

1. Si $\gamma - \left(\frac{mv''(e)}{\rho^2\varphi}\right) > \delta$, alors on a

$$\tau = \gamma - \left(\frac{mv''(e)}{\rho^2\varphi}\right), \quad (17)$$

$$t = \left[\left(\frac{mv''(e)}{\rho^2\varphi}\right)\right] \rho^2\varphi, \quad (18)$$

$$\pi = \tau - \frac{\delta}{\varphi}. \quad (19)$$

2. Si $\gamma - \left(\frac{mv''(e)}{\rho^2\varphi}\right) \leq \delta$, on a

$$\tau = \delta, \quad (20)$$

$$t = \gamma - \delta, \quad (21)$$

$$\pi = 0 \quad (22)$$

Il est nécessaire de clarifier un certain nombre de points par rapport à ces résultats. Tout d'abord, τ la redevance en aval est supérieure ou égale à δ , le coût privé du détournement illégal, et strictement inférieure au coût de l'élimination légale, soit $\delta \leq \tau < \gamma$. En amont, la taxe sur la firme doit être strictement positive et elle est égale à la différence entre le coût de l'élimination légale et le montant payé par les ménages pour éliminer légalement leurs déchets, soit $t > 0$, $t = \gamma - \tau$. On voit que le coût de l'élimination légale est entièrement couvert par t et τ , ($t + \tau = \gamma$) comme le cas où l'effort de réduction des ménages n'est pas significatif. Toutefois, il existe ici des coûts additionnels de contrôle des déversements illégaux. Le choix des instruments est donc ici plus restreint que chez Fullerton et Wu (1998) et dépend de paramètres exogènes au modèle. Par exemple, si le coût de contrôle (m) est très élevé ou si la pénalité en cas de déversement illégal (φ) ne peut pas être augmenté à l'infini, ou si le bénéfice marginal de l'effort de réduction des ménages (ρ) est relativement faible, le choix optimal est celui où $\gamma - \left(\frac{mv''(e)}{\rho^2\varphi}\right) \leq \delta$.

Ces résultats vont à l'encontre de ceux de Fullerton et Wu (1998). En effet, quand la quantité de déchets est indépendante de l'effort de réduction à la source des ménages, il est possible de ne pas taxer l'élimination légale. Lorsqu'on prend en compte l'effort de réduction à la source des ménages, il devient nécessaire de faire payer une taxe positive sur l'élimination légale afin de procurer au ménage les incitations adéquates. Une telle taxe peut inciter aux détournements illégaux, elle doit donc être accompagnée d'un contrôle de ces pratiques. On peut réduire ce coût de contrôle à zéro en fixant $\tau = \delta$, la limite inférieure de la redevance τ .

Si τ devient inférieur à δ , les quantités à éliminer vont augmenter sans qu'on puisse pour autant baisser les coûts de surveillance. D'un autre côté, il n'est pas non plus possible de faire peser sur les ménages le coût complet de l'élimination légale, car cela nécessiterait des

coûts de contrôle trop élevés. Le régulateur taxe donc indirectement les ménages sur leurs quantités de déchet par le biais de la taxe amont sur les producteurs.

Ainsi le modèle Choe et Fraser (1999) nous montre que la politique optimale de gestion des déchets ménagers se caractérise par :

- une écotaxe strictement positive en amont,
- une redevance incitative en aval, et
- un contrôle des détournements illégaux nécessaires pour aider ces deux instruments à inciter les ménages à l'élimination légale.

3.1.2- Extension du modèle de Choe et Fraser (1999) : le modèle de Glachant 2005

Glachant (2005) a remarqué que dans le modèle de Choe et Fraser, la politique optimale est décidée au niveau national (hypothèse du régulateur). Or il peut arriver que le contexte institutionnel puisse être plus complexe : la tarification du service des déchets est une responsabilité partagée entre des municipalités en charge des instruments de tarification en aval et un niveau national en charge des dispositifs en amont. Son hypothèse est alors de considérer que la responsabilité du choix des différents instruments de financement est partagée entre le niveau national et municipal. Au niveau national, un régulateur qui maximise le bien-être social est chargé du choix de la taxe amont. Au niveau municipal, le maire est souverain en matière de choix des instruments aval que sont la redevance incitative ou une taxe forfaitaire. Son objectif est de maximiser l'intérêt municipal qui intègre le surplus des consommateurs de la commune et le coût social du traitement des déchets municipaux. En outre, il doit satisfaire une contrainte budgétaire qui égalise le coût social de l'élimination avec les recettes fiscales en provenance des différents instruments de tarification. Son modèle est formalisé sous forme d'un jeu à décision séquentielle : le régulateur national est le leader et choisit le taux de la taxe amont ; les municipalités sous redevance incitative choisissent le taux de la redevance et les municipalités sous régime forfaitaire sélectionnent le montant de la taxe forfaitaire. Enfin, les consommateurs et les producteurs prennent leurs décisions de production, de consommation et de réduction à la source.

La contribution de Glachant est essentiellement relative aux conditions d'affectation de la recette de la taxe en amont et aux modalités d'une combinaison de la tarification forfaitaire à une tarification incitative. En intégrant dans son analyse le choix des municipalités d'adopter ou non une tarification incitative, la politique optimale demeure toujours une combinaison d'une taxe en amont et d'une redevance en aval. Cependant, l'affectation de la recette issue

de la taxe en amont est déterminante pour amener les communes à adopter une tarification incitative. L'auteur montre qu'elle doit être versée aux communes proportionnellement aux quantités de biens consommées par les administrés. Il a aussi montré que dans un contexte de politiques municipales hétérogènes, il existe une relation inverse entre la proportion de municipalités adoptant une redevance incitative et la taxe en amont : plus les communes avec un régime aval incitatif sont nombreuses, plus la taxe amont est faible puisque son rôle est de compenser l'absence d'incitation aval de réduction à la source dans les communes sous taxe forfaitaire. En d'autres termes, la redevance incitative diminue avec la proportion des communes sous redevance incitative.

Ces résultats viennent compléter le cadre d'analyse théorique de la mise en place d'une tarification incitative et permettent de mieux analyser la situation de la France.

3.2.- Considérations empiriques de la redevance incitative en aval

Les conclusions du modèle de Choe et Fraser (1999) estiment qu'il est possible de mettre en place une redevance d'utilisation directement liée aux quantités de déchets éliminées par les ménages sans les inciter au détournement illégal. Quelles sont les différentes déclinaisons pratiques de ce principe et quelle est son efficacité ? Plusieurs villes d'Amérique et d'Europe ont expérimenté la mise en place de ce principe sous différentes formes. Une analyse de ces expériences nous permettra de répondre à ces questions.

La tarification à l'unité appelée tarification à l'acte ou tarification incitative, « unit pricing, variable-rate pricing ou pay-as-you-throw (PAYT) » en anglais, traduit l'idée de l'introduction d'une taxe variable en fonction de l'utilisation des services de collectes et de traitement des déchets municipaux. L'idée est de rendre variable la tarification du service de collecte et d'élimination des déchets afin de responsabiliser le consommateur et de couvrir les coûts du service rendu ; « *plus tu jettes, plus tu paies* ». Ce qui rend le coût marginal positif pour le consommateur. La première question que suscite cette idée est la suivante : sur quoi doit porter cette variabilité ; ou encore sur quelle base ou en fonction de quelle unité doit-on facturer les services de collecte et d'élimination des déchets municipaux aux ménages ?

3.2.1- La tarification en fonction du volume

Les expériences de tarification à l'unité ont été réalisées pour la plupart dans les pays d'Amérique du nord (les Etats Unis et le Canada) et accessoirement dans quelques pays d'Europe (Allemagne, Autriche, Belgique, Danemark, Irlande, Italie, Suisse et Pays Bas). En

2007, ce sont plus de 6000 municipalités américaines et 200 provinces canadiennes qui ont adopté ce principe pour financer la gestion de leurs déchets, Rajaonson et al (2008).

Dans la majorité des systèmes nord-américains et européens, la tarification se fait en fonction du volume de déchets générés. Les ménages peuvent choisir la taille des poubelles et ou la fréquence des collectes. Deux systèmes permettent de mesurer le volume des déchets : l'étiquetage, qui nécessite la pose d'une étiquette ou d'un autocollant sur chaque sac ou contenant de déchets, et l'abonnement qui comprend la location d'un contenant dont on peut choisir le volume. Dans le premier système, les municipalités vendent aux ménages directement ou par l'intermédiaires des détaillants autorisés (épiceries de quartiers, dépanneurs, terminaux de bus, bibliothèques, bureau de poste, etc.) des étiquettes ou des autocollants ou même des sacs poubelles spéciaux. Dans le deuxième système, les responsables municipaux choisissent un type de contenant solide que les ménages doivent se procurer pour y déposer leurs déchets. Celui-ci est disponible en différentes tailles. Les ménages font leur choix par rapport à la quantité de déchets qu'ils espèrent produire, puis se font taxer en fonction de cet abonnement. Par exemple, la ville de Vancouver demande aux abonnés de payer 70 dollars mensuel pour une poubelle de 75 litres, 82 dollars pour 120 litres, 99 dollars pour 180 litres, etc. Dans ce cas précis, le récipient demeure la propriété de la ville. Les résidents ont la possibilité de modifier leur choix de contenant moyennant certains frais (City of Vancouver 2008).

La tarification par rapport au volume a l'avantage d'être plus simple à mettre en place du fait qu'elle peut être facilement adaptée au système de collecte existant et donc demande peu d'investissement de départ. Ceci explique d'ailleurs le fait qu'elle soit la plus courante. Toutefois, pour réduire leur facture, les ménages ont tendance à compresser leurs déchets et des problèmes de masse volumique se posent. Cette situation ne permet pas d'évaluer les efforts de réduction et rend difficile les précisions, Archambault (2008)

3.2.2- La tarification par rapport au poids.

Comparativement à la tarification par rapport au volume, la tarification au poids permet d'éliminer les facteurs de masse volumique ou de compressibilité, variables d'une matière à l'autre. Etant donné que l'unité de compte des déchets municipaux est en poids et que les objectifs de réduction sont exprimés en cette unité, il est donc logique que la mesure qui indique l'utilisation du service faite par le citoyen soit celle de la masse totale des matières rebutées. La mise en place de ce mode de tarification nécessite soit un système de pesée manuel ou un système de pesée automatique communément appelé système de « pesée

embarqué ». Ce dernier se développe beaucoup plus en Europe notamment en Belgique, en Suisse, en Suède et en Finlande, Galliano (2005).

La tarification au poids permet de se rapprocher plus d'une tarification au coût marginal de l'élimination. Cependant, elle impose des coûts de collecte et administratif nettement plus élevés que la tarification au volume et il est difficilement adaptable aux logements collectifs, OCDE (2001). En outre, elle augmente l'incitation à l'élimination illégale car chaque kilogramme de déchet détourné se traduit par une économie pour le citoyen, Archambault (2008)

3.2.3- Les impacts de la tarification à l'unité sur le comportement des ménages et la fiscalité locale

Dans de nombreux pays, la gestion des déchets municipaux est financée par la fiscalité locale. Avec ce système, les ménages ne savent pas combien coûte réellement la gestion des déchets et surtout le coût marginal pour eux est nul.

Plusieurs études ont permis de mettre en lumière de nombreux facteurs qui influencent la demande pour l'élimination et le degré d'utilisation des collectes sélectives. Parmi ceux-ci, le coût marginal est un paramètre de première importance. Une augmentation de 1% du coût marginal entraîne une diminution de 0,12% à 0,6% des déchets collectés par habitant accompagnée d'une augmentation de 18% à 128% des quantités recyclées et d'une baisse de 37% à 74% des quantités éliminées, suivant les études [Isely et Lowen (2007), Callan et Thomas (2006), Hallas-Burt et Halstead (2004), Kinnaman et Fullerton (2000), Houtven et Morris (1999), Podolsky et Spiegel (1998), Callan et Thomas (1997), Kinnaman et Fullerton (1997), Fullerton et Kinnaman (1996), Seguino et al. (1995), Miranda et al. (1994), Morris et Holthausen (1994), Hong et al (1993), Jenkins (1993)²²]. Par exemple, Callan et Thomas (2006) ont analysé les comportements de la population de 351 municipalités du Massachusetts, aux Etats-Unis. Ils ont établi que le nombre moyen de personnes par habitation dans la municipalité, l'âge médian de la population et la fréquence des collectes sont des facteurs significatifs qui influencent la demande pour l'élimination. Selon les mêmes auteurs, le coût marginal de la collecte de déchet influence de manière statistiquement significative la demande à travers les comportements de pro-récupération qu'il entraîne. Une augmentation de 1% du coût marginal de collecte des déchets entraîne une diminution de 2,36 kg par personne et par an.

²² Cité par Archambault, 2008

Toutes les études sur les expériences de tarification à l'unité, qu'elles soient américaines ou européennes, ont confirmé cette sensibilité des consommateurs à changer de comportement en faveur d'une gestion plus favorable à l'environnement, Dahlén et Lagerkvist (2010), Ferrero (2009), Rajaonson et al. (2008), Skumatz et Freeman (2006), Houtven et Morris (1999), Laplanne et Lambert (1994). On observe non seulement une réduction des quantités de déchets générés mais aussi une augmentation significative du taux de recyclage et une diminution de la quantité de déchets à éliminer. Une étude aux Etats-Unis en 2010 de la « New York-based Green Waste Solutions » et de « U.S. Environmental Protection Agency (EPA) », a montré que les municipalités dans lesquelles la tarification à l'unité est appliquée produisent 50% de déchets en moins destinés à l'enfouissement que dans les autres municipalités, Brown (2011). D'une manière générale, on peut noter une diminution des flux de déchets résiduels de 30 à 50%, une augmentation de 30 à 100% de la masse des déchets recyclés, un développement du compostage individuel et la prévention de déchets de l'ordre de 3 à 12% et le développement de l'usage des déchèteries qui récupèrent une partie des flux détournés (déchets verts, déchets de bricolage...).

La mise en place de la tarification à l'unité a aussi des impacts sur le plan financier. Comme le montre le tableau suivant pour quelques villes américaines, on peut aussi observer une réduction des coûts d'élimination et une augmentation des recettes de recyclage.

Tableau n°11 : Impacts financiers de la tarification incitative dans quelques villes américaines

villes	Impacts après la mise en applications de la tarification à l'unité
Fort Worth, Texas	- Réduction de plus de 7 millions de dollars du coût d'enfouissement des déchets - augmentation en un an de 540 mille dollars des recettes de ventes des déchets recyclés
Dover, N.H	- réduction annuelle des coûts de gestion des déchets de 322 mille dollars
Worcester, Mass	- réduction des charges annuelles de gestion des déchets de 1,2 million de dollars

Source : Brown (2011)

Cependant, la mise en place d'un système de tarification à l'unité n'a pas que des avantages. Comme l'indique les modèles théoriques, elle a aussi engendré des incitations à l'élimination illégale. Pour réduire leur facture, il a été observé que certains ménages déposent une partie de leur déchet chez les commerçants, les voisins, dans les lieux publics ou même dans la nature. L'incinération à domicile représente aussi une alternative.
Réalisé et soutenu par Amandine GNONLONFIN

Cependant, ces problèmes de déversement illégal n'ont pas été insurmontables. La mise en place de contrôle et de sanctions a parfaitement fonctionné et en moyenne au bout des trois premiers mois, la situation devient normale, Rajaonson et al. (2008).

3.3- Analyse théorique de l'internalisation par la tarification à l'unité : tarification au volume/poids versus tarification à l'unité de pollution

3.3.1- Analyse théorique de l'internalisation

Le fonctionnement d'un système de marché a souvent des effets indésirables. La pollution est l'un de ces effets dont la prise en compte dans les mécanismes de décisions des agents économiques peut passer par l'instauration d'une taxe qui permet de retrouver l'équivalence entre équilibre et optimalité : on parle alors d'internalisation.

Dans le cas de la pollution causée par la gestion des déchets municipaux, Choe et Fraser (1999) nous a fournit les conditions de réussite d'une politique de tarification à l'unité. Selon leur modèle, la tarification à l'unité (redevance incitative) doit être complétée par une taxe indirecte (en amont) sous forme d'écotaxe strictement positive sur les producteurs et le tout soutenu par un système de contrôle des déversements illégaux. La taxe en amont (t) et la redevance (τ) sont déterminées de telle sorte que leur somme soit égale au coût unitaire total (coût de collecte et de gestion et coûts environnementaux) de l'élimination légale (γ) et que les coûts de contrôle soient nuls. A l'optimum, la redevance incitative est égale au coût de déversement illégal pour le consommateur (δ). On a :

$$\tau = \delta \text{ sachant } (t + \tau = \gamma)$$

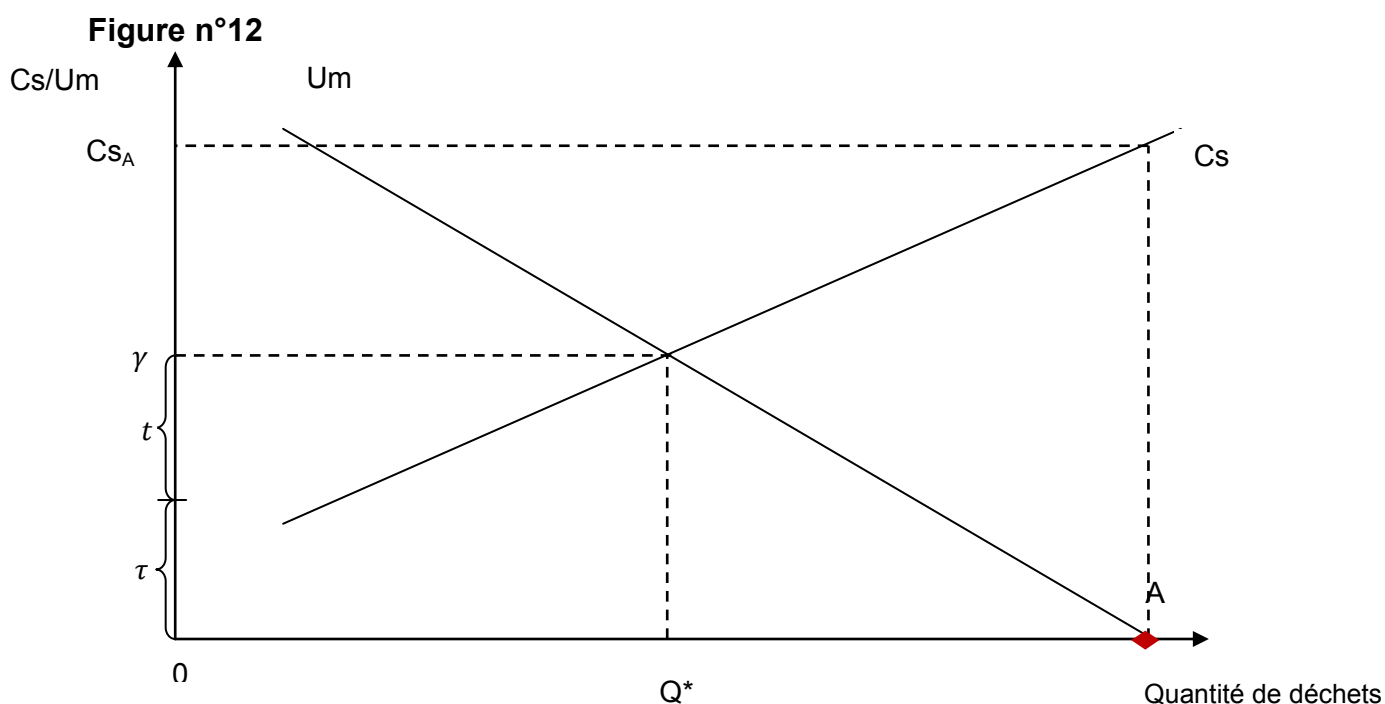
Le raisonnement standard d'internalisation des coûts environnementaux servira de point de départ à cette analyse pour vérifier si une politique incitative selon le modèle de Choe et Fraser (1999) permettra d'atteindre l'objectif d'internalisation des coûts de pollutions liées à la gestion des déchets municipaux. Notons au passage que cette analyse est moins faite pour combler une lacune de la littérature que pour analyser la situation actuelle de la France. Cependant, elle peut servir de base à un développement théorique ultérieur.

Considérons l'ensemble des consommateurs constitués de n ménages. Chaque ménage consomme un vecteur de biens $C = (c_1, c_2, c_3, c_4, \dots, c_n)$. La consommation de C produit un ensemble de déchets qui peuvent être traités soit par recyclage (r), soit par l'incinération (i), soit par enfouissement (e) ou soit par la mise en décharge (d). Nous

supposons que les ménages ont cette information lorsqu'ils font leur choix d'achat et c'est à eux de choisir l'option traitement de leurs déchets après consommation.

Comme le modèle de Choe et Fraser (1999) prend en compte l'effort de réduction (recyclage, compostage, réutilisation...) des ménages, nous supposons qu'il existe une filière bien organisée de recyclage et que lorsque les ménages ont l'information sur le caractère recyclable du déchet, ils amènent ce dernier dans la filière de recyclage

La figure n°12 nous aide à lire l'internalisation des coûts sociaux selon ce modèle. Dans une situation où il n'existe aucune politique incitative sur la gestion des déchets, la quantité de déchets produite correspond au point A. Le coût social total supporté par les municipalités est égal à Cs_A . La mise en place d'une politique incitative permet d'atteindre l'optimum collectif établi pour une quantité de déchets produite optimale Q^* qui égalise l'utilité marginale pour le ménage (Um) au coût social marginal de la consommation.



Toutefois, γ n'est pas unique ; il y a autant de γ que de modes de gestion. En effet, γ ne comprend pas que les coûts de gestion des déchets (dépense courante et d'investissement) ; il comprend aussi les coûts de pollution liés à chaque mode de gestion. A chaque mode de gestion est donc associé une fonction de coût social $Cs(Q)$ tel que le $Cs'_\alpha > 0$ où α représente les différents modes de gestion de déchets. Si nous considérons

l'évaluation des coûts de dégradation de l'environnement liés à la gestion des déchets de la Banque Mondiale²³, nous pouvons retenir les modes de gestion des déchets suivants :

$C_{s_r}(Q) = \text{coût net de la collecte et du tri}$

$C_{s_i}(Q) = \text{coût net de l'incinération} + \text{coûts externes (pollution de l'air)}$

$C_{s_e}(Q) = \text{coût de l'enfouissement} + \text{coûts externes (pollution de l'air et du sol)}$

$C_{s_d}(Q) = \text{coût de la décharge} + \text{coûts externes (pollution de l'air, du sol, de l'eau, et physique)}$

En absence d'évaluations des coûts externes liés à chaque mode de gestion (incinération, enfouissement et la mise en décharge), nous supposons que ces coûts équivalent aux coûts d'opportunités du recyclage. En d'autres termes, ces coûts représentent les bénéfices environnementaux du recyclage auxquels on renonce lorsqu'on choisit d'éliminer les déchets soit par incinération, soit par enfouissement ou soit par la mise en décharge.

Deux études du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des transports et du Logement ont évalué le bilan environnemental global du recyclage d'une tonne supplémentaire de quelques matériaux représentant la part importante des déchets triés: plastiques, aluminium, verre et papiers/cartons. Les impacts environnementaux qui ont été monétarisés sont l'acidification de l'air, l'effet de serre, la dégradation de la qualité de l'eau, la toxicité humaine, la consommation de ressources naturelles, les nuisances locales (bruit, odeur, ...) et les dommages aux structures. Les impacts « destruction de l'ozone troposphérique » et « toxicité envers les écosystèmes » n'ont pas pu faire l'objet d'une estimation satisfaisante (données parcellaires voire inexistantes). Puisqu'il est impossible de d'avoir une évaluation spécifique des coûts sociaux de chaque mode de traitement, nous considérons dans la suite du raisonnement deux modes de traitement : le Recyclage (tous les modes de traitement qui permettent une revalorisation de la matière) et l'élimination (tous ce qui n'est pas recyclé est considéré comme éliminé). Il comprend l'incinération, l'enfouissement et la mise en décharge. Les calculs du coût social par tonne de déchets Recyclés et éliminés (annexes n°6) nous permettent de réécrire les équations des coûts sociaux du Recyclage $C_{s_r}(Q)$ et de l'élimination $C_{s_{el}}(Q)$:

$C_{s_r}(Q) = 354 Q$ (coût social du Recyclage)

$C_{s_{el}}(Q) = 916 Q$ (coût social de l'incinération, de l'enfouissement et de la mise en décharge)

$C_{s_m}(Q) = 635 Q$ (coût moyen social de traitement des déchets municipaux)

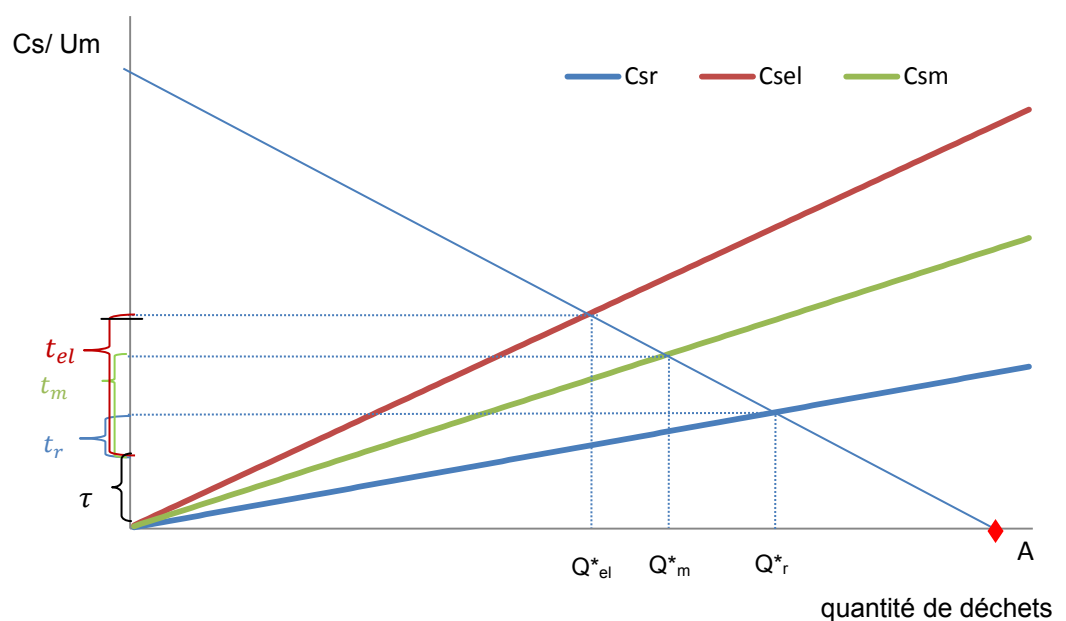
Comme nous pouvons le lire sur la figure n°13, il y a trois points Q optimaux. Une politique incitative non différenciée de l'élimination et du Recyclage permet bien d'internaliser les

²³ Katharine Bolt, Giovanni Ruta et Maria Sarraf, 2005

coûts sociaux et de limiter la quantité de déchets produite. En adoptant une taxe amont (t_m) et une taxe en aval (τ) de sorte que ($t_m + \tau = \gamma_m$), la quantité de déchets passe du point A au point Q_m^* par l'égalisation du coût social moyen à l'utilité marginal des ménages. Les ménages n'ont pas intérêt à produire plus de déchets que Q_m^* car l'utilité qu'ils en retireraient en produisant plus est inférieure au coût moyen social qu'ils sont obligés de supporter. Ce qui nous permet de confirmer notre hypothèse selon laquelle la mise en place d'une politique de tarification à l'unité permet d'internaliser les effets externes de la gestion des déchets et de prévenir la production.

Toutefois, une politique différenciée de l'élimination et du Recyclage, en séparant le coût social du recyclage de celui de l'élimination augmente les quantités de déchets recyclés et diminue celle qui partent pour l'élimination. L'optimum du modèle de Choe et Fraser étant de second rang, on ne peut pas faire varier la redevance incitative en fonction du recyclage ou de l'élimination sous peine d'inciter les ménages à un déversement illégal ($\tau = \delta$ quel que soit γ). L'internalisation se fera alors à travers la variation de l'écotaxe en amont sur les producteurs (t) en fonction du caractère recyclable ou non des matières composant les déchets et selon la technologie recyclage du moment de sorte que $\tau + t_r = \gamma_r$ et $\tau + t_{el} = \gamma_{el}$

figure n°13:



La taxe en amont sur les déchets recyclable étant inférieure à celle sur les déchets à éliminer, cela rendra plus chers les produits dont les résidus de consommation ne sont pas

en matière recyclable. La sensibilité des consommateurs pour les produits en matière recyclage va augmenter et les producteurs seront incités, non seulement à réduire la proportion de déchets dans leurs produits, mais aussi à substituer les matières à éliminer aux matières recyclables.

3.3.2- Discussion

Les résultats de cette partie d'une part, confirment qu'une politique de gestion des déchets axée sur la tarification à l'unité ou redevance incitative est une solution efficace pour résoudre à la fois les problèmes environnementaux et budgétaires qu'engendre la gestion des déchets municipaux. D'autre part, ils permettent de faire un « audit » de la politique française et de tirer les leçons pour l'objectif de la mise en place progressive de la tarification incitative à l'horizon 2014.

La gestion actuelle des déchets en France se fait dans un contexte de politique municipale hétérogène combinée à une politique nationale de Responsabilité Elargie du Producteur (REP) et de Taxe Générale sur les activités polluantes (TGAP). Aujourd'hui, le financement selon la logique fiscale (TEOM et budget général, ou budget général seul) concerne 71% des communes pour 90% de la population. Les autres communes ont opté pour le financement au service rendu (REOM) dont seulement 280 communes pour la redevance incitative. Ces dernières représentent 0,76% des communes françaises pour 0,63% de la population. La redevance incitative est donc une réalité marginale en France.

La taxe en amont sur les producteurs en application de la REP est en moyenne de 110 euros la tonne pour les emballages en 2011 et la limite supérieure de la TGAP versée par les sites de décharge et les usines d'incinération est respectivement de 20 et 11,2 euros la tonne. En 2012, la taxe en amont passera à 163 euros la tonne soit une augmentation de 48%. Les recettes de la contribution des producteurs sont redistribuées aux collectivités territoriales sous forme de soutiens à la tonne recyclée pour financer les dispositifs de collecte sélective. La TGAP quant à elle, alimente le budget général de l'Etat à travers le fonds déchets de l'ADEME destiné à aider au financement des actions des collectivités et d'autres acteurs qui contribuent à atteindre les objectifs fixés par le Grenelle de l'environnement.

Tableau n°12 : Récapitulatif de la politique de gestion de déchets en France

Outils de financement	Structures imposées	Montant
Taxe en amont (<i>t</i>)	Producteurs/importateurs	110€/t
TGAP/ décharge (en 2011)	Sites de décharges	20€/t
TGAP/ incinération (en 2011)	Usines d'incinération	11,2€/t
Contribution moyenne directe par ménage	Ménages	96€/ménage
Proportion des communes sous redevance incitative (β)	-	0,76%

Source: Adelphe/Eco emballage, MEDDTL, INSEE, ADEME

Une analyse des différents instruments du financement de la politique de gestion des déchets municipaux (tableau n°13) actuelle permet de dire que la taxe en amont est très faible. Elle ne couvre que 17% du coût social moyen actuel de la gestion d'une tonne de déchets. Le nouveau barème « ecoemballage-Adelphe » pour 2012 porte la couverture à 19% mais elle reste faible. En outre, la TGAP dont l'objectif est de rendre plus coûteuses la mise en décharge et l'incinération par la prise en compte des effets externes représente aujourd'hui moins de 2% des effets externes monétarisés. Les évolutions planifiées de cette taxe couvrent au maximum 3,1% des effets externes monétarisés en 2015 soit 40 euros la tonne pour la décharge et 14 euros la tonne pour l'incinération ; alors que la même taxe sur les décharges au Pays Bas était de 85 euros la tonne en 2005. Dans ces conditions, ces instruments ne peuvent être qu'inefficaces puisque la société supporte 65% du coût social moyen par tonne de déchets traités.

Tableau n°13 : Analyse des différents instruments de financement de la gestion des déchets

Eléments	Montant	
	en €	en % du Csm
Taxe en amont (<i>t</i>) dans le cadre du REP	110	17%
TGAP moyen	15,6	2%
Contribution directe/ ménage	96	15%
Contribution total	221,17	35%
Coût supporté par la société	-413,82	65%
Coût social moyen (Csm)	635	100%

Au vu des résultats de cette étude, la mise en place progressive de la tarification incitative doit respecter certaines conditions. A court terme, le levier de réussite de cette politique est la taxe en amont sur les producteurs : le barème amont « ecoemballage-Adelphe ». En effet, la proportion des communes sous redevance incitative étant proche de zéro, la taxe en amont doit refléter le coût social marginal de l'élimination [$t \rightarrow \gamma$ lorsque $\beta \rightarrow 0$]. Ceci permettra aux communes pionnières d'avoir un taux de redevance incitative faible et de limiter les problèmes de détournement illégal. Cela permettra aussi de compenser le manque d'incitation du grand nombre des communes sous redevance forfaitaire (selon la logique fiscale) à passer à la redevance incitative. Le barème « ecoemballage-Adelphe » doit s'étendre à tous les produits ayant un résidu après consommation et doit être multiplié par un facteur de quatre ou cinq, pour diminuer progressivement avec l'augmentation de la proportion de communes sous redevance incitative. Sans quoi, les communes pionnières seront obligées de fixer leur redevance incitative à un niveau très élevé qui risque fortement d'encourager les pratiques illégales et de mettre en péril leur initiative.

A moyen ou à long terme, lorsque toutes les communes ou la majorité des communes seront sous redevance incitative, le montant de la taxe en amont pourra être ramené à son niveau le plus bas qui est égal au coût social diminué d'un terme dans lequel intervient l'effort marginal de détournement illégal de flux de déchets. On pourrait à ce moment dissocier le coût social du recyclage de celui de l'élimination pour donner l'avantage au Recyclage comme mode de gestion. Les barèmes « éco-emballage-adelphe » seront alors fonction du caractère recyclable ou non (selon la technologie du moment) de la matière servant à fabriquer l'emballage. Par exemple pour la matière plastique, la technologie de recyclage actuelle ne permet de recycler que les flacons et bouteilles. Les barquettes, films plastiques, pots de yaourt, etc. sont exclus des consignes de tri. La taxe en amont sur ces derniers sera plus élevée que la taxe en amont sur les bouteilles et flacons quand bien même tous sont en plastique. Le surplus dégagé pourrait servir à faire des recherches et investissements pour développer des nouvelles technologies pour recycler la totalité des emballages en plastique.

Conclusion

Dans ce travail, nous avons exploré et analysé la gestion des déchets municipaux en France dans une logique de développement durable. Au début des années 1990, plusieurs mesures, en majorité d'ordre réglementaire et normatif, ont été prises pour réduire les quantités de déchets produites, développer et inciter aux choix de modes de gestion ayant des impacts environnementaux limités. La mise en application de ces mesures a eu pour conséquence une augmentation rapide et forte de la facture des communes à qui incombe la responsabilité de collecte et d'élimination des déchets produits sur leur territoire. Aussi, force est de constater que contrairement aux objectifs poursuivis par ces mesures, la quantité de déchets moyenne par habitant a une croissance annuelle de 1% et le développement des modes de gestion respectueux de l'environnement reste mitigé. Nous avons montré que l'augmentation des déchets municipaux et la pression budgétaire et environnementale qu'elle engendre peuvent être remédiées.

Pour parvenir à cette fin, nous avons cherché d'abord à comprendre ce phénomène en explorant les effets de variables explicatives autre que les variables classiques qui sont principalement le niveau de revenu, la croissance de la population, la taille de la population en âge de travailler, l'urbanisation, la taille des ménages... Nous nous sommes interrogés sur le contenu de la consommation finale des ménages qui est le socle du phénomène en prenant comme hypothèse de départ qu'elle n'est pas soutenable. Cette question est traitée dans la deuxième partie selon le modèle de Boulanger (2010). Nous avons d'abord analysé la consommation des matières de façon globale et recherché les effets de son évolution sur l'augmentation des déchets ; puis analysé la composition de la consommation des biens durable et semi durable des ménages selon l'évolution de leur durée de vie. Pour les biens non durables, nous avons analysé l'évolution de la consommation des matières entrant dans la fabrication des emballages suivant le critère de recyclabilité de ces dernières. Notre choix s'est porté sur la matière plastique et le verre pour tester nos hypothèses.

Les résultats infirment l'hypothèse selon laquelle l'insoutenabilité des modes de consommation des ménages explique une partie de l'augmentation des déchets municipaux. Cependant une revue des études antérieures au niveau microéconomique montre que les modes de consommation favorisent la consommation des biens jetables et découragent les ménages à réparer ou à entretenir leurs biens durables/réutilisables, donc un raccourcissement de leur durée de vie. Notre analyse de la consommation finale des ménages français conduit d'ailleurs à la conclusion du raccourcissement de la durée de vie des biens semi durables. Elle montre une baisse rapide et continue des dépenses de réparation alors que la consommation liée à ce poste stagne. Or, la consommation des biens

jetables a un effet positive sur l'augmentation des déchets municipaux deux fois supérieur à la consommation des biens durables/réutilisables.

La contradiction entre nos résultats et ceux des études antérieures peut être expliquée par le fait que les statistiques disponibles au niveau macroéconomique ne permettent pas de faire une étude robuste du phénomène de production des déchets municipaux en lien avec la l'insoutenabilité des modes de consommation à une échelle nationale.

Par la suite, nous avons discuté des politiques optimales de gestion des déchets dans la troisième partie. Son objectif a été de faire le point sur les différentes politiques de gestion de déchets et d'analyser les conditions dans lesquelles « la tarification à l'unité » peut permettre l'internalisation des coûts sociaux. De notre analyse, il ressort que la « tarification à l'unité » est la politique d'avenir. Elle crée non seulement les incitations à la réduction de la quantité de déchets produites mais aussi supprime la pression budgétaire sur les communes. Toutefois, pour agir sur le niveau de la pollution engendré par la gestion des déchets municipaux, il est nécessaire de passer d'une tarification au poids ou au volume à une tarification à l'unité de pollution. En effet, pour la même quantité de déchets municipaux, le niveau de pollution n'est pas le même suivant le mode de traitement envisagé. La pollution engendrée par le stockage est supérieure à celle de l'incinération qui est elle-même supérieure à celle du recyclage. Actuellement, seul le coût de pollution de l'élimination (mise en décharge et incinération) est évalué pour la France. La prise en compte de ce coût est souhaitable sinon indispensable afin de créer aussi des incitations au niveau des producteurs à intégrer dans la conception de leur produit le mode de traitement en fin de vie ayant peu d'impacts environnementaux (mouvement cradle-to-cradle).

Pour que la « tarification à l'unité » soit efficace, son montant doit être inférieur au coût social de la collecte et du traitement mais égal au coût de déversement illégal pour les ménages afin d'éviter les problèmes de détournement de déchets du circuit de collecte légal. Le manque d'incitation que cette condition nécessaire crée, est compensé par une éco taxe indirecte sur les produits dont les résidus constituent les déchets municipaux.

Dans le contexte français où les communes sont souveraines en matières de tarification en aval et où le niveau et l'évolution de l'éco taxe en amont sont décidés au plan national, la réussite d'une politique de « tarification à l'unité » dépend de deux autres facteurs déterminants. Premièrement, les recettes de l'éco taxe en amont doit être affectées intégralement aux communes au prorata de la quantité de biens consommée par les administrés pour ne pas conduire à une distorsion des choix tarifaires des communes ayant adopté une « tarification à l'unité ». Deuxièmement, le niveau de l'éco taxe en amont doit

être fixé par rapport à la proportion des communes pratiquant une « tarification à l'unité ». Lorsque cette proportion est faible, le taux de l'éco taxe est maximal. Il doit refléter le coût social marginal de la collecte et du traitement mais lui reste inférieur car il existe déjà des redevances incitatives dans certaines communes. Puis il diminue lorsque plus de communes passent sous la « tarification à l'unité ».

Pour finir, soulignons au passage que ce travail comporte quelques limites. Elles concernent la non disponibilité de série longue sur la production de déchets municipaux et l'évaluation partiel du coût externe des modes d'élimination. Les coûts externes de près de 50% de la composition des déchets (la portion putrescible, l'acier, les textiles et surtout les textiles sanitaires en forte progression selon la dernière campagne MODECOM 2007) ne sont pas pris en compte. La monétarisation de ces coûts externes est un champ d'études qu'il faut explorer pour améliorer la connaissance de la problématique de la gestion des déchets en France. Il est aussi souhaitable d'élargir le terrain d'étude au niveau régional (européen ou méditerranéen) pour une harmonisation des politiques déchets au plan communautaire. Mais en attendant que d'autres études mettent en lumière ces coûts externes, nous pensons que les tendances dégagées sont probables et ces limites n'ont pas caractères à remettre en cause l'essence de nos résultats.

Bibliographie

Aalbers N. et Vollebergh H. (2005), An economic analysis of mixing wastes, Tinbergen Institute

Adelphe, Point vert 2012, www.adelphe.fr

ADEME (2003), Coûts de l'incinération des ordures ménagères en France, période 1993-2001, Direction des déchets municipaux ;

ADEME (2006), Le prix de la mise en décharge des déchets non dangereux gérés par les collectivités en 2005, Département DOBS – Direction DDS – ADEME Angers ;

ADEME et AMORCE (2010), La redevance spéciale pour les déchets non ménagers, Réf. ADEME 6889 ;

ADEME, domaine d'intervention déchets : www2.ademe.fr ;

AGGERI F. (2000), Les politiques d'environnement comme politiques de l'innovation, Annales des Mines, Paris ;

Archambault E. (2008), Étude et applicabilité de la tarification incitative dans la gestion des déchets ultimes résidentiels québécois, Université de Sherbrooke ;

Arnold O. (2005), La tarification du service public : outil efficace de prévention des déchets? Annales des mines ;

Arrow K. et al (2004), Are We Consuming Too Much? Journal of Economic Perspectives- Volume 18, Number 3-Summer -Pages 147-172 ;

Atkinson G. (2008), Sustainability, the capital approach and the built environment, Building Research and Information 36(3), 241–247;

Barbier R. (2005), Le financement de l'élimination des déchets municipaux, In: Annuaire des collectivités locales. Tome 25, 2005. pp. 87-99.

Berthoud A. (2005), Une philosophie de la consommation: Agent économique et sujet moral, Presses universitaire du septentrion

Bertolini G. (1992), Les déchets : rebuts ou ressources ?, Economie et statistique, N°258-259, Octobre-Novembre 1992. pp. 129-134 ;

Bolt K., Ruta G. et Sarraf M. (2005), Evaluer les coûts de dégradation de l'environnement, Banque Mondiale ;

Bonnieux F. et Desaignes B. (1998), Economie et politiques de l'environnement, édition dalloz

Boulanger P-M. (2010), three strategies for sustainable consumption, S.A.P.I.EN.S 3.2 Vol.3/n°2

Boulanger P-M., What's wrong with consumption for sustainable development Overconsumption, underconsumption, misconsumption? in ZACCAI, E., (ed.), Sustainable consumption, ecology and fair trade, Routledge, 2007, pp. 17-32

Bovar O., Demotes-Mainard M. et al (2008), Les indicateurs du développement durable, Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement ;

Brown K., (2011), The power of PAYT, wastage.com;

Camard J-P. et Franconi A. (2005), l'incinération des déchets en Île-de-France : Considérations environnementales et sanitaires, Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région d'Île-de-France et Observatoire Régional de la Santé d'Île-de-France ;

Choe et Fraser (1999), An economic analysis of household waste Management, University of Victoria Australia ;

CNIID (2009), Pourquoi les déchets refauchent notre climat ?

Code Générale des Collectivités Territoriales, www.ligifrance.gouv.fr

Condé Y. (2002), La France et ses déchets : contribution à un nouveau dispositif pour un territoire durable, Annuaire des collectivités locales. Tome 22, 2002. pp. 111-128.

CRIOC (2007), Consommation durable : quel rôle pour le consommateur ? Synthèse des recherches menées dans le cluster consommation durable du PADD II, Politique scientifique fédérale, Bruxelles

Daniau C. et al (2009), Incidence des cancers à proximité des usines d'incinération d'ordures ménagères en France, 1990-1999, Institut de veille sanitaire, février

Defeuilley C. et Quirion P. (1995), Les déchets d'emballages ménagers : une analyse économique des politiques allemande et française, In: Economie et statistique, N°290, 1995. pp. 69-79.

Dietz S. et Neumayer E. (2004), Genuine savings: a critical analysis of its policy-guiding value, *Int. J. Environment and Sustainable Development*, Vol. 3, Nos. 3/4,

Dozzi J., Lennert M. et Wallenborn G. Inégalités écologiques : analyse spatiale des impacts générés et subis par les ménages belges, *Espace populations sociétés* URL : <http://eps.revues.org/index2443.html>

Eco emballage (2007), Conditions de reprise des matériaux, www.ecoemballage.fr ;

Eco emballage (2010), rapport annuel d'activités, www.ecoemballage.fr ;

Empereur-Bissonnet P. et al (2009), Impact de l'exposition environnementale aux rejets atmosphériques des incinérateurs d'ordures ménagères : problématique de santé publique, réponses et perspectives ; Institut de veille sanitaire ;

Eurostat, Données de l'Union européenne sur la production par habitant de déchets municipaux et leur traitement : <http://epp.eurostat.ec.europa.eu> ;

Gellynck et al. (2011), Identifying the key factors in increasing recycling and reducing residual household waste: A case study of the Flemish region of Belgium, *Journal of Environmental Management*

Gellynck et Verhelst (2005), Assessing instruments for mixed household solid waste collection services in the Flemish region of Belgium, *Resources Conservation and Recycling* 49 (2007) 372–387

Glachant M. (2003), La réduction à la source des déchets ménagers : Pourquoi ne pas essayer la tarification incitative ?, Ecole des Mines de Paris.

Glachant M. (2005), La politique nationale de tarification du service des déchets ménagers en présence de politiques municipales hétérogènes, *Economie & prévision*, 2005/1 no 167, p. 85-100 ;

Godard O. (2004), Le développement durable : paysage intellectuel, *Nature science et société*.

Hinton E. et Goodman M. (2009), Sustainable Consumption: Developments considerations and new directions, King's College of London

Jeroen C.J.M. (2008), Environmental regulation of households: An empirical review of economic and psychological factors, *Ecological economics*

Journal officiel de l'Union européenne, Directive 2008/98/CE du parlement européen et du conseil du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives

Journal officiel de la République Française, LOI no 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement ;

Kestemont B. (2010), Les indicateurs de développement durable : Fondements et applications, Université Libre de Bruxelles ;

Laplane B. et Lambert J. (1994), La tarification à l'unité des déchets municipaux : expériences et discussion, Analyse de politiques XX :2 :165-175 1994, Université Laval ;

Le BOZEC A. (1995), 1975-1995 : 20 ans d'évolution du service public local des ordures ménagères, Annuaire des collectivités locales. Tome 15, 1995. pp. 83-109

Le BOZEC A. (2008), Mise en place de la redevance incitative du service public d'élimination des déchets, Editions Quae

Le BOZEC A. (2008), Mise en place de la redevance incitative du service public d'élimination des déchets, Editions Quae

Marchand A. et De Coninck P. (2005), La consommation responsable Perspectives nouvelles dans les domaines de la conception de produits volume 18, numéro 1, automne 2005, p. 39-56 <http://id.erudit.org/iderudit/012195ar>

Mardellat P. (2010), Qualité de vie et consommation soutenable : une perspective pratique, Développement durable et territoires Numéro Vol. 1, n° 3

Mazzanti et Zoboli (2009), Municipal Waste Kuznets Curves: Evidence on Socio-Economic Drivers and Policy Effectiveness from the EU, Environment Resource Economies

McCollough (2010), Determinants of a throwaway society –A sustainable consumption issue, The Journal of Socio-Economics

MEDDTL (2009), La rénovation de la taxe sur les déchets ménagers : l'impulsion du grenelle pour moins de déchets et plus de recyclage, www.developpement-durable.gouv.fr

MEDDTL (2011), Monétarisation des impacts environnementaux liés au recyclage : la cas des papiers/cartons et plastiques, www.developpement-durable.gouv.fr

MEDDTL, (2011), Consommation des ménages et environnement, Service de l'observation des statistiques, www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr

Réalisé et soutenu par Amandine GNONLONFIN

Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement ;
prévention des risques/ gestion des déchets : www.developpement-durable.gouv.fr ;

Mitis F. et Martuzzi M. (2009), Effets sur la santé des incinérateurs d'ordures ménagères :
résultats d'un groupe de travail d'experts de l'OMS, Institut de veille sanitaire ;

OCDE (2001), Etudes économiques de l'OCDE 2000-2001: Suède

OCDE, Compendium 2006-2008

Paredis E. et al (2009), Construction of scenarios and exploration of transition pathways for
sustainable consumption « CONSENTSUS », Science for Sustainable Development

PIGNOL C. (2006), Arnaud Berthoud, une philosophie de la consommation : agent économique et
sujet moral, Notes bibliographiques Cahiers d'économie Politique, 2006/1 n° 50, p. 223-238.

Rajaonson J. et al. (2008), La tarification des déchets : le chaînon manquant, Groupe de
recherche appliquée à la macro écologie, Sherbrooke, www.grame.org ;

Schmidtz D. et Willott E. (2006), Varieties of Overconsumption, University of Arizona

Skumatz L. (2006), Pay as you throw in the US : 2006 update and analyses, Skumatz
Economic Research Associates ;

Spiegelman et Sheehan (2006), Getting Rid of throwaway society, in BUSINESS

SYCTOM (2009), Prévision à l'horizon 2023 et prospective 2050 de la production des
déchets ménagers et assimilés dans le secteur sud-est du territoire du SYCTOM, CREDOC ;

Wilson C. (2007), Development drivers for waste management; waste management and
research, 2007; 25; 198

Zaccaï E. (2002), De quelques visions mondiales des limites de l'environnement, Développement
durable et territoires

Zaccaï E., Boulanger P-M. et al (2006), Sustainable consumption, ecology and fair trade,
Routledge Research in environmental Politics, 274 pages

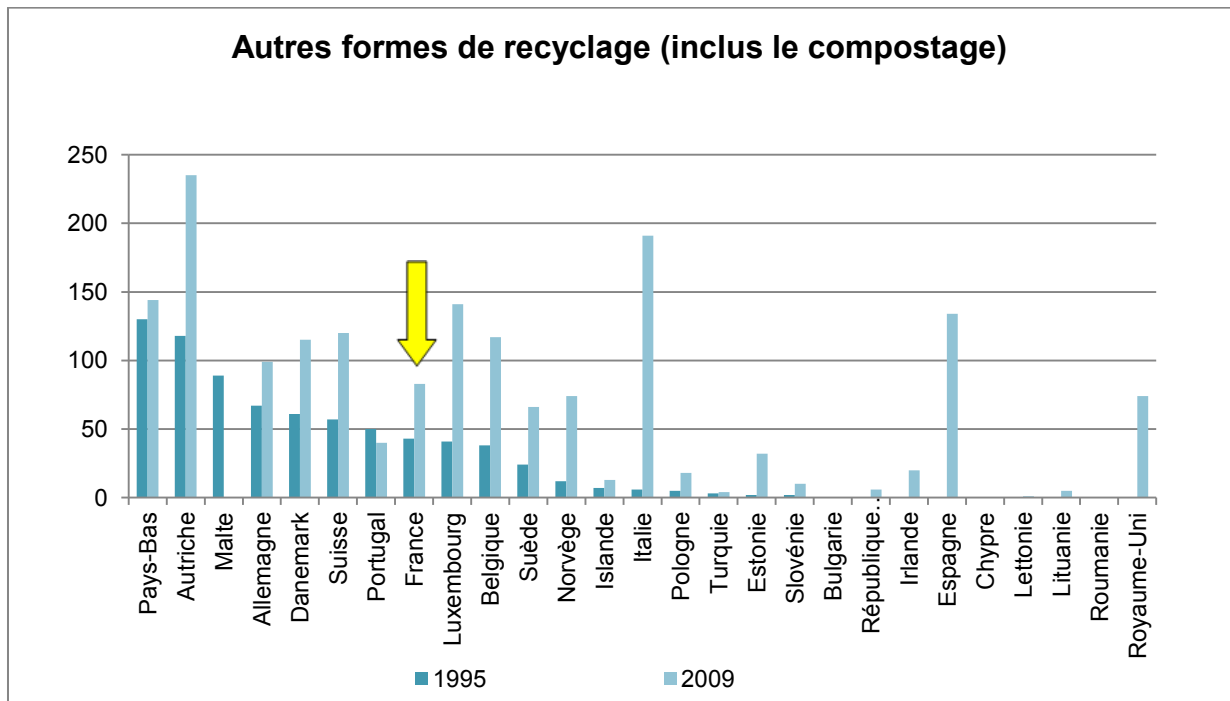
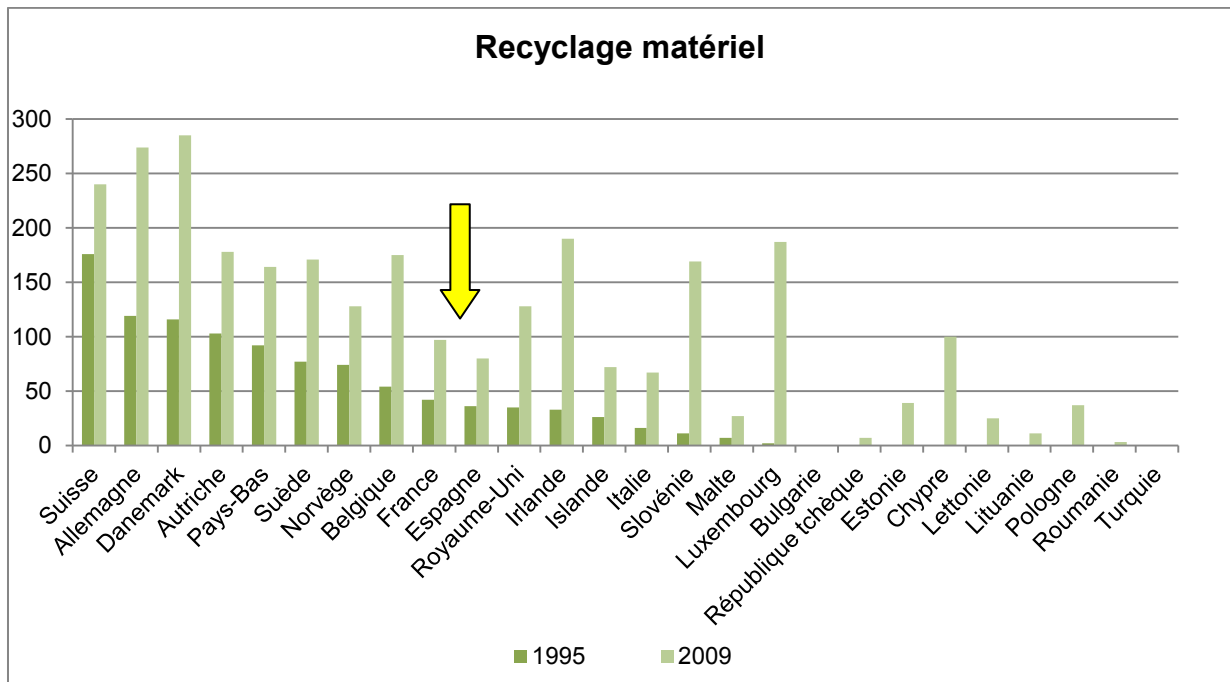
Annexe n°1 : Source principale des métaux et des composés de gaz acides dans les déchets ménagers

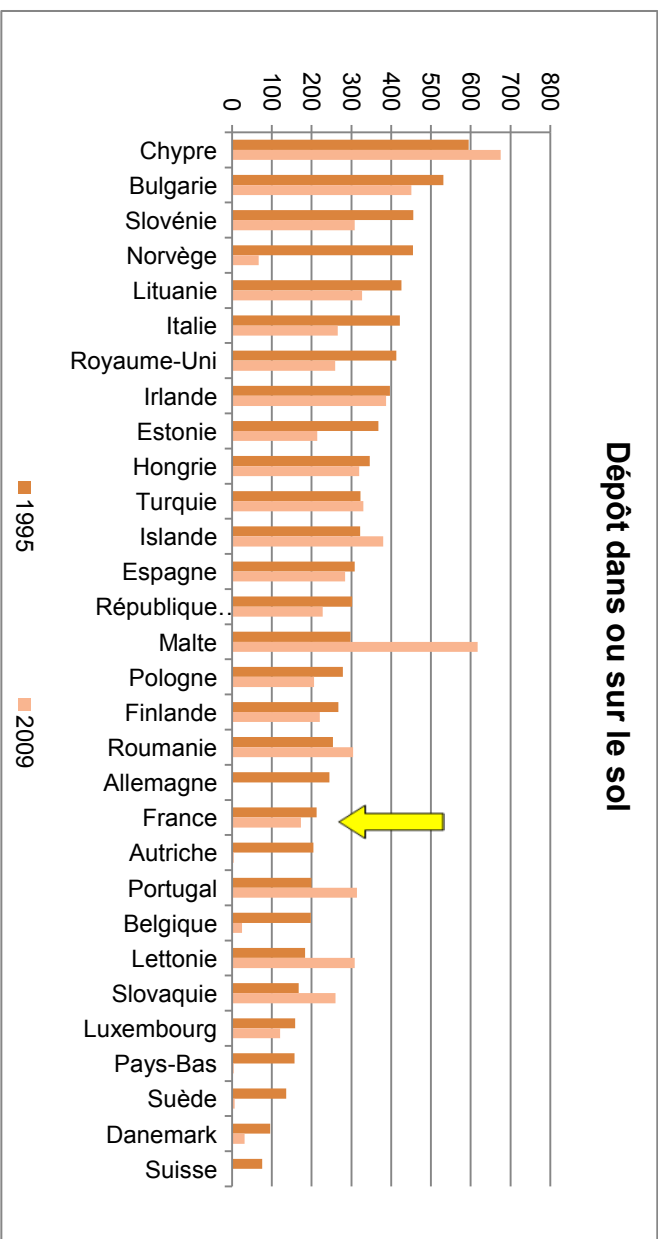
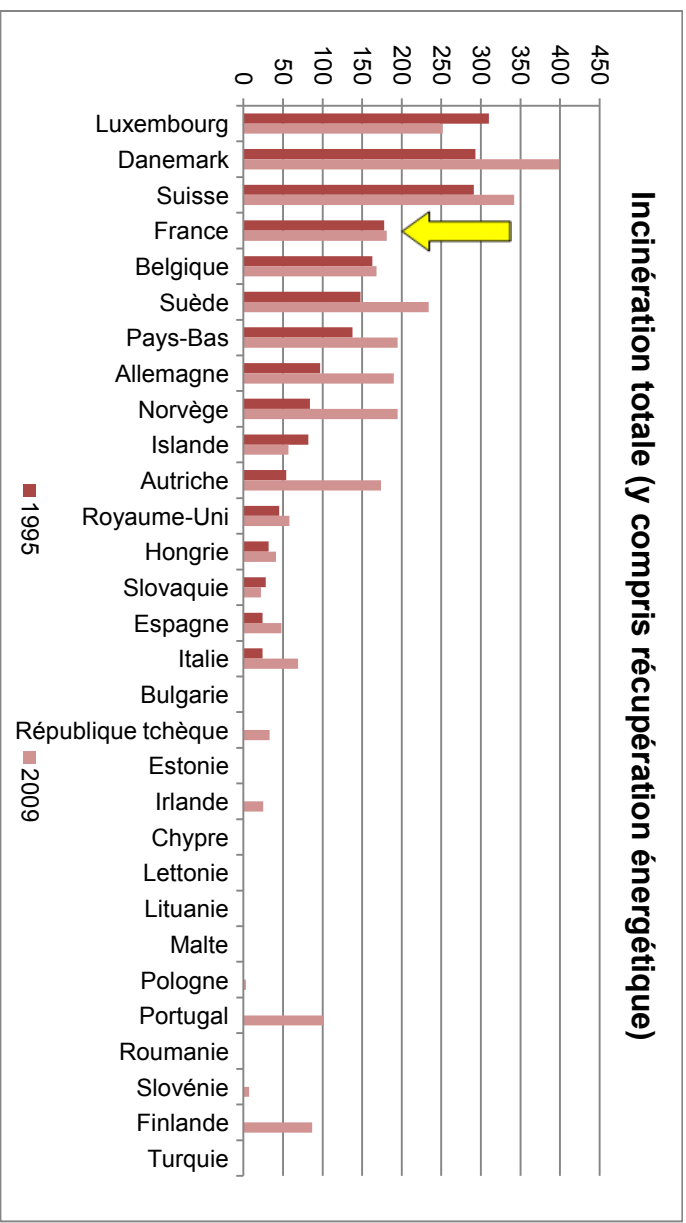
	Plastique	Carton	Putrescible	Métaux	Papier	Verre	Incom- bustible	DMS ²⁴
Bore	X	x					x	
Cadmium	X		X	X				
Chrome	X			X		x	x	
Cobalt	X	x			x			
Cuivre	X		X	X				
Manganèse				X		x	x	X
Mercure	X		X					x
Nickel	X			X		x		
Plomb				X		x	x	
Zinc				X			x	x
Chlore	X		X		x			
Soufre	X	x	X		x		x	
Fluor	X	x	X		x		x	

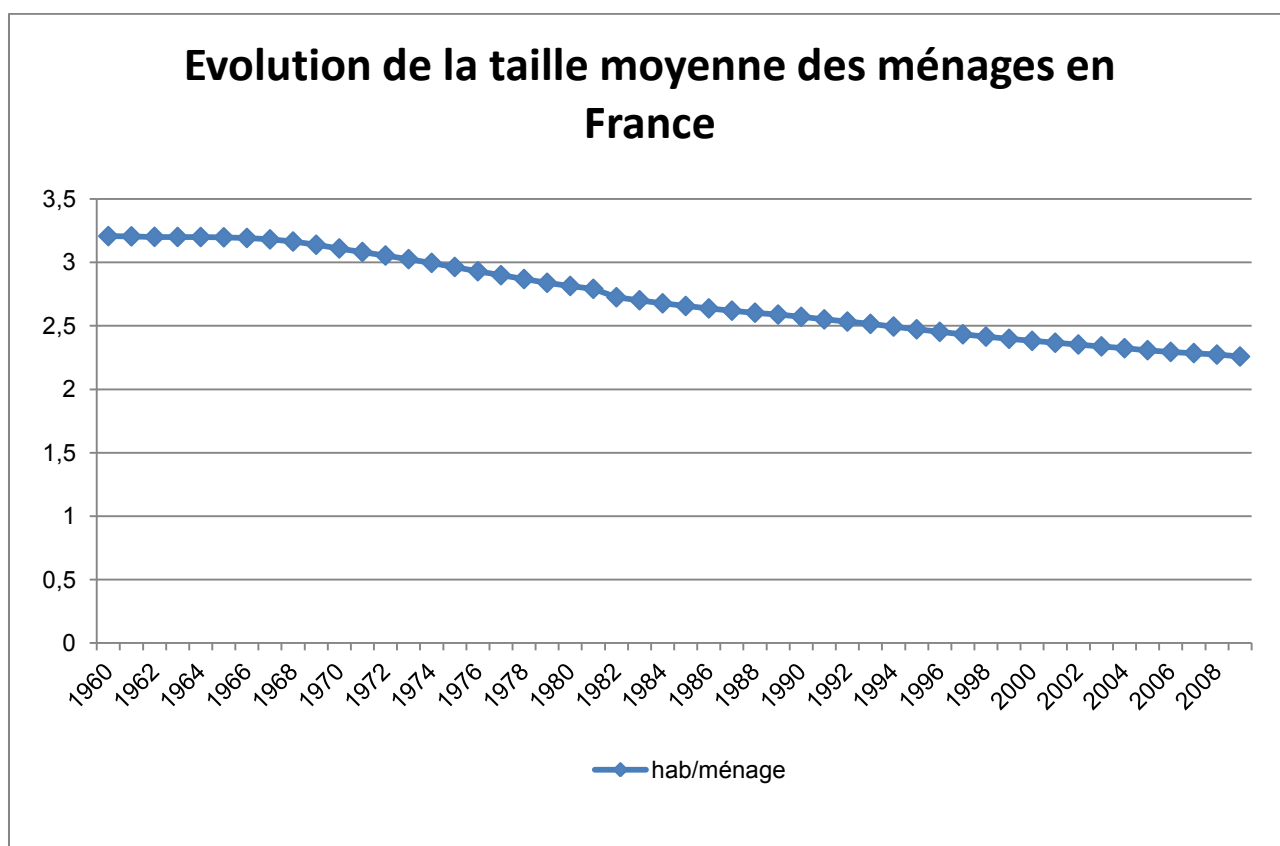
Source : SFSP, d'après POLDEN 1995

²⁴ Déchets ménagers spéciaux

Annexe n° 2 : Evolution des différents modes de gestion de déchets en Europe entre 1995 et 2005







Annexe n° 4 : Modèles testés

Modèle 1a : MCO, utilisant les observations 1-14
Variable dépendante: l_dechets_hab

	<i>Coefficient</i>	<i>Erreur Std</i>	<i>t de Student</i>	<i>p. critique</i>	
Const	3,05841	0,453934	6,7376	0,00003	***
l_intensite_matière	0,246228	0,107685	2,2866	0,04304	**
l_GNI_hab	0,297583	0,0386708	7,6953	<0,00001	***
Moy. var. dép.	6,244382	Éc. type var. dép.		0,040459	
Somme carrés résidus	0,001547	Éc. type de régression		0,011858	
R2	0,927314	R2 ajusté		0,914098	
F(2, 11)	70,16771	p. critique (F)		5,47e-07	
Log de vraisemblance	43,90942	Critère d'Akaike		-81,81884	
Critère de Schwarz	-79,90167	Hannan-Quinn		-81,99631	

Modèle 1b: MCO, utilisant les observations 1996-2008 (T = 13)
Variable dépendante: d_l_dechets_hab

	<i>Coefficient</i>	<i>Erreur Std</i>	<i>t de Student</i>	<i>p. critique</i>	
const	-0,0153342	0,0103261	-1,4850	0,16837	
d_l_GNI_hab	0,635365	0,215553	2,9476	0,01459	**
d_l_intensite_e	0,0996682	0,106006	0,9402	0,36926	
Moy. var. dép.	0,010150	Éc. type var. dép.		0,019123	
Somme carrés résidus	0,001843	Éc. type de régression		0,013575	
R2	0,580037	R2 ajusté		0,496045	
F(2, 10)	6,905817	p. critique (F)		0,013063	
Log de vraisemblance	39,15293	Critère d'Akaike		-72,30587	
Critère de Schwarz	-70,61102	Hannan-Quinn		-72,65423	
Rho	-0,024606	Durbin-Watson		1,727339	

Modèle 2a : MCO, utilisant les observations 1-15
Variable dépendante: l_dechets_hab

	<i>Coefficient</i>	<i>Erreur Std</i>	<i>t de Student</i>	<i>p. critique</i>	
Const	3,36136	0,395413	8,5009	<0,00001	***
l_emballage_plast	-0,133	0,0643694	-2,0662	0,06110	*
l_GNI_hab	0,323631	0,0569096	5,6868	0,00010	***
Moy. var. dép.	6,246908	Éc. type var. dép.		0,040195	
Somme carrés résidus	0,001835	Éc. type de régression		0,012366	
R2	0,918878	R2 ajusté		0,905358	
F(2, 12)	67,96272	p. critique (F)		2,85e-07	
Log de vraisemblance	46,28188	Critère d'Akaike		-86,56377	
Critère de Schwarz	-84,43962	Hannan-Quinn		-86,58640	

Modèle 2b: MCO, utilisant les observations 1996-2009 (T = 14)
Variable dépendante: d_I_dechets_hab

	<i>Coefficient</i>	<i>Erreur Std</i>	<i>t de Student</i>	<i>p. critique</i>	
const	-0,00600813	0,0074587	-0,8055	0,43759	
d_I_GNI_hab	0,530256	0,14284	3,7122	0,00343	***
d_I_emballage_p	-0,158624	0,136423	-1,1627	0,26954	
Moy. var. dép.	0,008497	Éc. type var. dép.		0,019386	
Somme carrés résidus	0,002114	Éc. type de régression		0,013862	
R2	0,567360	R2 ajusté		0,488699	
F(2, 11)	7,212662	p. critique (F)		0,009970	
Log de vraisemblance	41,72334	Critère d'Akaike		-77,44669	
Critère de Schwarz	-75,52951	Hannan-Quinn		-77,62415	
rho	-0,157786	Durbin-Watson		2,107858	

Modèle 3a : MCO, utilisant les observations 1-15
Variable dépendante: l_dechets_hab

	<i>Coefficient</i>	<i>Erreur Std</i>	<i>t de Student</i>	<i>p. critique</i>	
const	4,71566	0,513782	9,1783	<0,00001	***
l_GNI_hab	0,156503	0,0460112	3,4014	0,00526	***
l_Reparation_	-0,0541422	0,0400674	-1,3513	0,20153	
Moy. var. dép.	6,246908	Éc. type var. dép.		0,040195	
Somme carrés résidus	0,002159	Éc. type de régression		0,013414	
R2	0,904543	R2 ajusté		0,888633	
F(2, 12)	56,85529	p. critique (F)		7,57e-07	
Log de vraisemblance	45,06144	Critère d'Akaike		-84,12288	
Critère de Schwarz	-81,99873	Hannan-Quinn		-84,14551	

Modèle 3b: MCO, utilisant les observations 1996-2009 (T = 14)
Variable dépendante: d_I_dechets_hab

	<i>Coefficient</i>	<i>Erreur Std</i>	<i>t de Student</i>	<i>p. critique</i>	
const	-0,0125193	0,00688126	-1,8193	0,09616	*
d_I_GNI_hab	0,519551	0,144821	3,5875	0,00426	***
d_I_Reparation_	-0,0407264	0,0424545	-0,9593	0,35802	
Moy. var. dép.	0,008497	Éc. type var. dép.		0,019386	
Somme carrés résidus	0,002190	Éc. type de régression		0,014111	
R2	0,551692	R2 ajusté		0,470181	
F(2, 11)	6,768344	p. critique (F)		0,012125	
Log de vraisemblance	41,47431	Critère d'Akaike		-76,94862	
Critère de Schwarz	-75,03145	Hannan-Quinn		-77,12609	
rho	-0,230072	Durbin-Watson		2,214320	

Modèle 4a : MCO, utilisant les observations 1-15

Variable dépendante: l_dechets_hab

	<i>Coefficient</i>	<i>Erreur Std</i>	<i>t de Student</i>	<i>p. critique</i>	
Const	2,51302	0,522684	4,8079	0,00043	***
l_GNI_hab	0,424361	0,0690819	6,1429	0,00005	***
l_ccf_hab	-0,16208	0,0514087	-3,1528	0,00833	***
Moy. var. dép.	6,246908	Éc. type var. dép.		0,040195	
Somme carrés résidus	0,001361	Éc. type de régression		0,010648	
R2	0,939845	R2 ajusté		0,929820	
F(2, 12)	93,74313	p. critique (F)		4,74e-08	
Log de vraisemblance	48,52466	Critère d'Akaike		-91,04933	
Critère de Schwarz	-88,92518	Hannan-Quinn		-91,07195	

Modèle 4b: MCO, utilisant les observations 1996-2009 (T = 14)

Variable dépendante: d_l_dechets_hab

	<i>Coefficient</i>	<i>Erreur Std</i>	<i>t de Student</i>	<i>p. critique</i>	
const	-0,00302176	0,00840092	-0,3597	0,72589	
d_l_GNI_hab	0,581538	0,148614	3,9131	0,00242	***
d_l_ccf_hab	-0,199692	0,149558	-1,3352	0,20878	
Moy. var. dép.	0,008497	Éc. type var. dép.		0,019386	
Somme carrés résidus	0,002042	Éc. type de régression		0,013627	
R2	0,581942	R2 ajusté		0,505932	
F(2, 11)	7,656072	p. critique (F)		0,008257	
Log de vraisemblance	41,96334	Critère d'Akaike		-77,92667	
Critère de Schwarz	-76,00950	Hannan-Quinn		-78,10414	
rho	-0,148401	Durbin-Watson		2,157818	

Modèle 5a: MCO, utilisant les observations 1-15

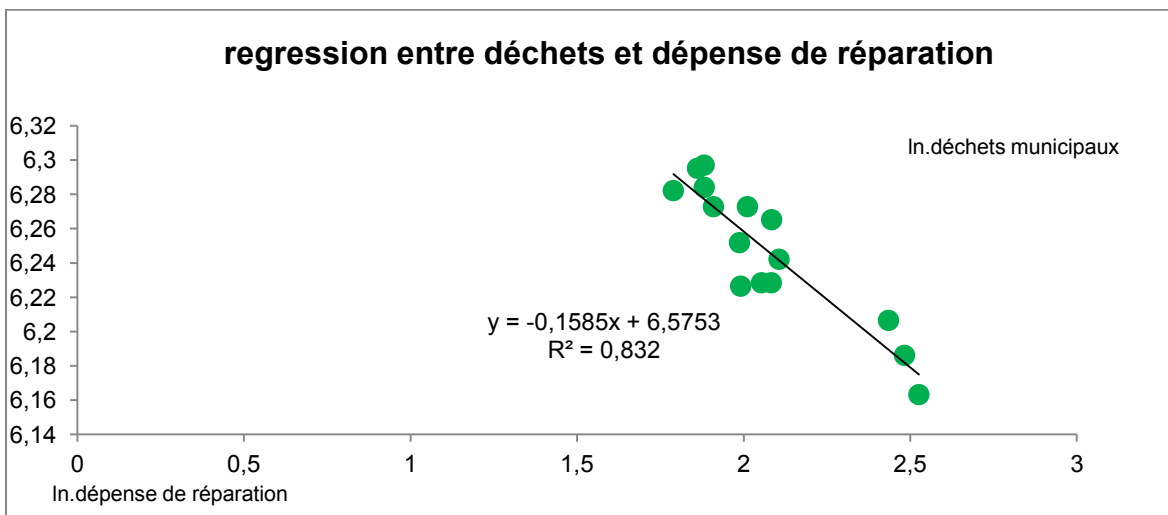
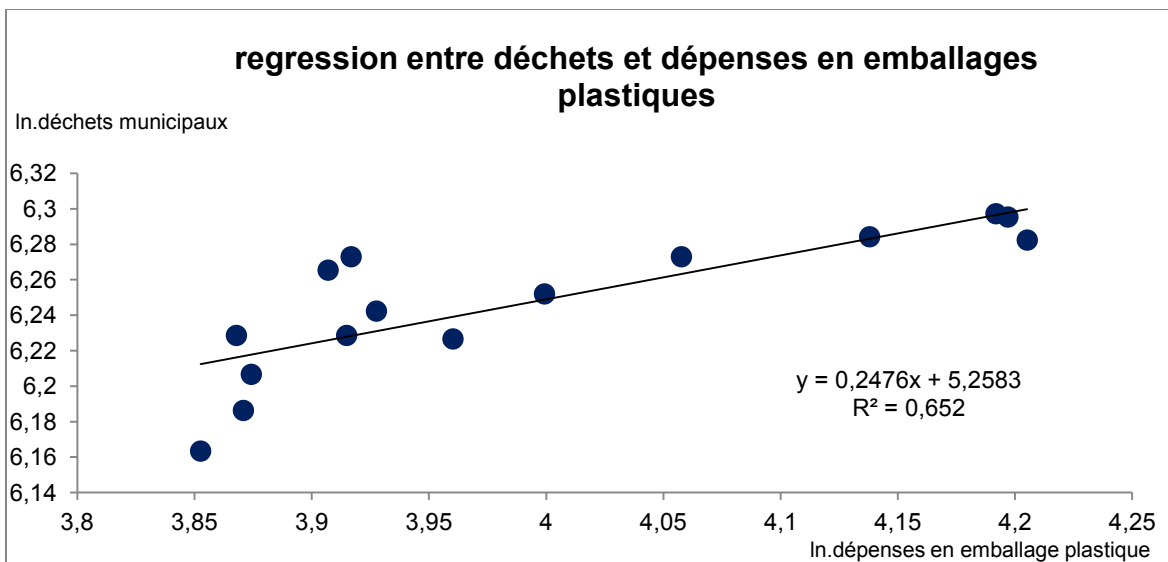
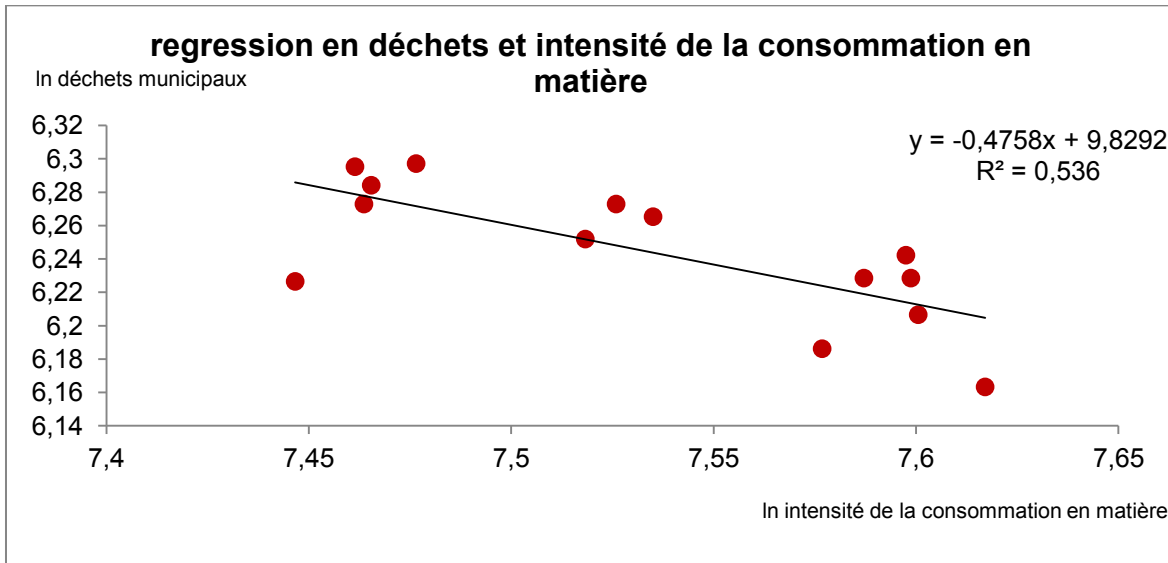
Variable dépendante: l_dechets_hab

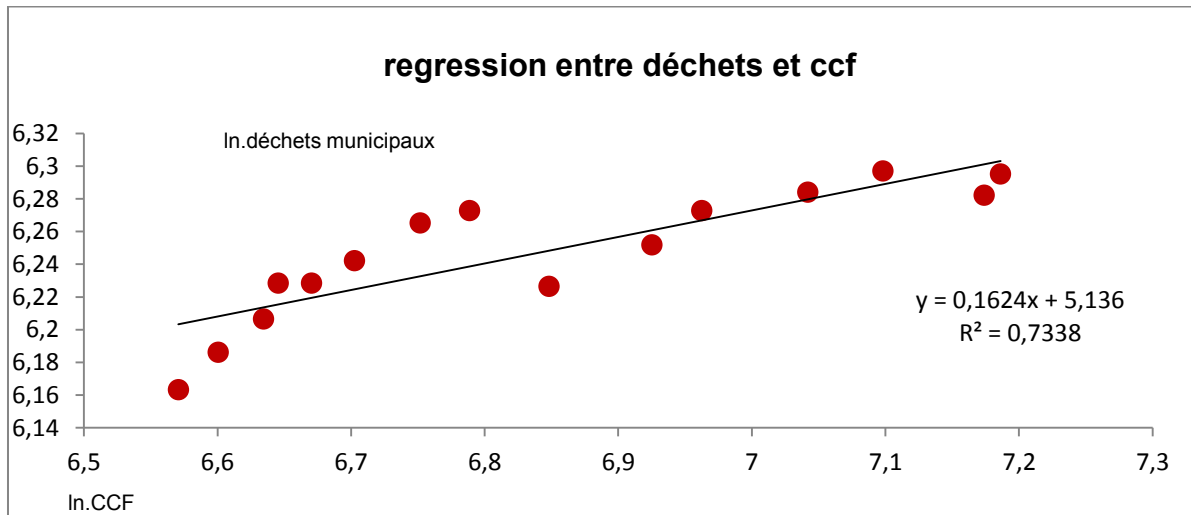
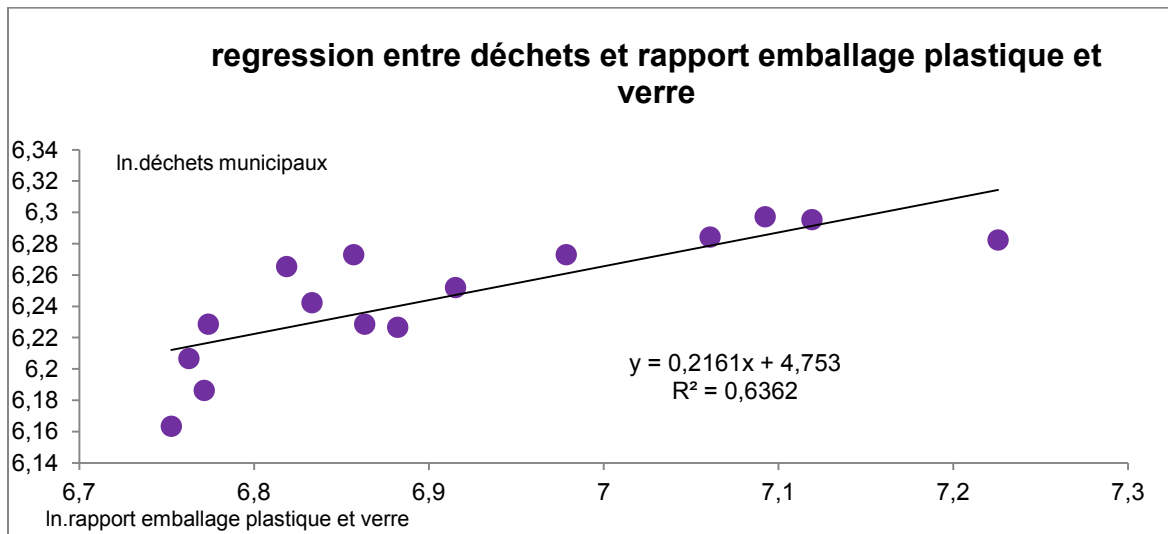
	<i>Coefficient</i>	<i>Erreur Std</i>	<i>t de Student</i>	<i>p. critique</i>	
Const	3,7326	0,260482	14,3296	<0,00001	***
l_GNI_hab	0,296043	0,046567	6,3574	0,00004	***
l_plastique_verre	-0,109881	0,0560186	-1,9615	0,07344	*
Moy. var. dép.	6,246908	Éc. type var. dép.		0,040195	
Somme carrés résidus	0,001884	Éc. type de régression		0,012529	
R2	0,916720	R2 ajusté		0,902840	
F(2, 12)	66,04584	p. critique (F)		3,34e-07	
Log de vraisemblance	46,08495	Critère d'Akaike		-86,16989	
Critère de Schwarz	-84,04574	Hannan-Quinn		-86,19252	

Modèle 5b: MCO, utilisant les observations 1996-2009 (T = 14)
 Variable dépendante: d_l_dechets_hab

	<i>Coefficient</i>	<i>Erreur Std</i>	<i>t de Student</i>	<i>p. critique</i>	
const	-0,0100706	0,00925465	-1,0882	0,29979	
d_l_GNI_hab	0,510048	0,16522	3,0871	0,01034	**
d_l_plastique_verre	-0,00648344	0,111878	-0,0580	0,95483	
Moy. var. dép.	0,008497	Éc. type var. dép.		0,019386	
Somme carrés résidus	0,002373	Éc. type de régression		0,014687	
R2	0,514335	R2 ajusté		0,426032	
F(2, 11)	5,824677	p. critique (F)		0,018830	
Log de vraisemblance	40,91404	Critère d'Akaike		-75,82808	
Critère de Schwarz	-73,91091	Hannan-Quinn		-76,00555	
Rho	-0,216137	Durbin-Watson		2,206219	

Annexe n° 5 : régression simple avec les indicateurs de la consommation durable





Annexe n° 6 : calcul des coûts sociaux du Recyclage et de l'élimination

Tableau n°1 : Coût marginal externe de l'élimination

Matières recyclées	Bénéfices environnementaux (€/t)	moyenne
Aluminium	2 100 - 2 300	2 200
Les plastiques	600 - 1000	800
Les papiers/cartons	211 - 408	310
Le verre	60 - 120	90
coût marginal externe de l'élimination		850

Source : MEDDTL, 2011

Tableau n°2 : Calcul des coûts moyens par mode de gestion

coûts privés		Coûts sociaux	
Mode de gestion	(€/t)	Mode de gestion	(€/t)
Coût net du recyclage*	354	Coût social du recyclage	354
Coût net de l'incinération**	78	Coût social de l'élimination $\left[\left(\frac{78+54}{2}\right) + 850\right]$	916
Coût de décharge/enfouissement***	54		
Coût moyen privé	162	Coût moyen social	635

* Adelphe 2011: coûts nets des recettes de la vente des matériaux triés

** ADEME, 2003 : coûts nets des recettes de vente d'énergies

***ADEME, 2006