



HAL
open science

La gestion des déchets municipaux en Algérie : Analyse prospective et éléments d'efficacité

Brahim Djemaci

► **To cite this version:**

Brahim Djemaci. La gestion des déchets municipaux en Algérie : Analyse prospective et éléments d'efficacité. Sciences de l'environnement. Université de Rouen, 2012. Français. NNT : . tel-00804063

HAL Id: tel-00804063

<https://theses.hal.science/tel-00804063v1>

Submitted on 25 Mar 2013

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.

UNIVERSITE DE ROUEN

ECOLE DOCTORALE ECONOMIE, GESTION NORMANDIE
FACULTÉ DE DROIT, SCIENCES ÉCONOMIQUES ET GESTION
Année : 2012

THÈSE de doctorat en sciences économiques

Présentée et soutenue publiquement par :

Brahim DJEMACI

Le 27 novembre 2012

La gestion des déchets municipaux en Algérie : *Analyse prospective et éléments d'efficacité*

Directeur de Thèse
M. Olivier BEAUMAIS, Professeur à l'Université de Rouen

Jury

Mme. Malika AHMED-ZAID	Professeur, Université Mouloud Mammeri, Tizi-Ouzou, Algérie (<i>rapporteur</i>)
M. Olivier BEAUMAIS	Professeur, Université de Rouen
Mme. Mireille CHIROLEU-ASSOULINE	Professeur, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne
M. Jean De BEIR	Maître de Conférences, HDR, Université d'Evry-Val-d'Essonne (<i>rapporteur</i>)
M. Fouzi MOURJI	Professeur, Université Hassan II, Casablanca, Maroc
M. David ZAOUI	Chef de service des Affaires Européennes et Relations Internationales (Région Haute-Normandie)

La gestion des déchets municipaux en Algérie :
Analyse prospective et éléments d'efficacité

Résumé

La gestion des déchets municipaux en Algérie est considérée comme une action prioritaire du ministère chargé de l'environnement ces dernières décennies. Pour cela un ensemble de textes et d'organismes ont été adoptés. Des moyens humains et techniques ont été engagés depuis 2001 pour améliorer ce service. En même temps la production de déchets ne cesse d'augmenter suite à l'augmentation de la population et à la croissance économique. Ces quantités pourraient dépasser les 30 Millions de tonnes en 2025 si aucune politique de prévention n'est mise en œuvre et les mêmes tendances macroéconomiques se prolongent dans les années qui viennent. L'adoption de l'enfouissement technique des déchets comme mode d'élimination a engendré des coûts supplémentaires aux collectivités. Le financement de ce service par une taxe forfaitaire reste inapplicable. La qualité de service rendu est un facteur très important pour inciter les ménages à participer financièrement pour couvrir les coûts de la collecte et de traitement de leurs déchets. Adopter un mécanisme de consigne peut être un dispositif qui permet la réduction à la source des déchets d'emballage. Une réorganisation des circuits de collecte influencera sur la baisse des coûts notamment celle liée à la distance de collecte.

Summary: The municipal waste management in Algeria: Prospective analysis and efficiencies elements

In Algeria, the Ministry of the Environment has been in charge of municipal waste over the last decades, consequently, terms and organisations were adopted. Since 2001 the government committed themselves to improving this service using various technical means. Yet, on the other hand, waste has been increasing due to the population rise. Household refuse will be growing, it might exceed 30 million tons unless preventive measures are implemented so are macroeconomic trends extending in the years to come. Landfill sites as a method of disposal triggered additional costs to local communities and a flat rate in order to finance these facilities remains unenforceable. The most significant thing is 'quality' of services provided which would greatly urge households to financially contribute so that the expenses regarding waste collection and processing would be covered. Furthermore, setting up instructions would make people more aware of waste treatment. This device is to allow people to reduce packaging waste. More efficient organisation of collection tours would help reduce costs related to the distance.

Mots clés : Algérie, Gestion de déchets municipaux, Consentement à payer, Recyclage, Consigne, Coût, Taxe environnementale, enfouissement technique des déchets.

Keys Words : *Algeria, Management of municipal waste, willingness to pay, recycling, deposit-refund system, cost, environmental tax, landfill waste.*

Adresse :

Université de Rouen
Faculté de droit, de sciences économiques et de gestion
3, avenue Pasteur
76186 Rouen Cedex 1
France
Tél. +33 (0)2 32 76 96 57
Fax +33 (0)2 32 76 96 63

À mon fils Adem

Remerciements

Je tiens à exprimer ma reconnaissance et ma gratitude à Olivier BEAUMAIS qui a accepté de diriger cette thèse, en a accompagné toutes les étapes avec patience et attention et a permis qu'elle aboutisse. Ses apports, tout particulièrement dans le domaine méthodologique, mais aussi scientifique, ont été décisifs à bien des égards.

Merci à Mireille CHIROLEU-ASSOULINE, Malika AHMED-ZAID, Jean De BEIR, Fouzi MOURJI et David ZAOUI d'avoir fait l'honneur de participer à mon jury de thèse.

Tous mes remerciements vont à Abed-Nassar ARAB pour les commentaires et les critiques qu'il a apporté à ce travail au cours de sa relecture, à Nacera LABADIE pour son aide en matière de traduction de la langue anglaise, à Ali GANI pour sa relecture.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance et mon amitié à l'ensemble des membres du CARE-GRE (chercheurs, étudiants, administratifs) Morgane CHEVÉ, Ronan CONGAR, Mourad KERTOUS, Sahad ZERZOUR et Jonathan MASSON.

Les connaissances que j'ai pu acquérir de la gestion des déchets ménagers en Algérie m'ont été transmises par Tahar TOLBA, sous-directeur des déchets urbains au ministère d'aménagement du territoire et de l'environnement, ainsi qu'au directeur de l'agence nationale des déchets Lazhar GOURINE.

J'adresse mes plus sincères remerciements à mes parents pour leur soutien ainsi que pour toute ma famille.

Je tiens à remercier ma chère épouse pour sa compréhension et son soutien durant toute la durée de mes études en France. Je me dois ici d'élever ma reconnaissance à la hauteur de sa patience.

Un grand remerciement à ma sœur Hakima et son époux Saïd BEGACHE pour leurs aides financières et de m'avoir hébergé durant toutes les années de mes études en France.

ABREVIATIONS ET SIGLES UTILISÉS

kg	Kilogramme	hab	habitant	km²	Kilomètre carrée
t	tonne	kWh	kilowatt-heure	USD	dollars \$
%	pourcentage	M	millions	ha	Hectare
Md	milliard	€	euro	DA	dinars algérien
HT	Hors Taxe	km	Kilomètre		

ACB	Analyse coûts-Bénéfices
ANSEJ	Agence Nationale de Soutien à l'Emploi des Jeunes
ACL	Agglomérations Chefs Lieux
AEE	Agence Européenne de l'Environnement
AND	Agence National de Déchets
APC	Assemblée Populaire Communale
AS	Agglomérations Secondaires
BTP	Bâtiment et des Travaux Publics
CAM	Chambres de l'Artisanat et des Métiers
CAP	Consentement à payer
CAR	Consentement à recevoir
CE	Commission Européenne
CET	Centre d'Enfouissement Technique
CGP	Commissariat général au Plan
CNAS	Caisse Nationale des Assurances Sociales
CNERIB	Centre National d'Étude et de Recherche Intégrée en Bâtiment
CNFE	Conservatoire National des formations à l'Environnement
CNRC	Centre National du Registre du Commerce
CPP	Commissariat à la Planification et à la Prospective
DAÏRA	Sous-préfecture, au pluriel en arabe: Daïrate
DAS	Déchets d'Activités de Soins
DEW	Direction de l'Environnement de Wilaya
Dh	Dirham (monnaie Royaume du Maroc)
DIB	Déchets Industriels Banals
DIS	Déchets Industriels Spéciaux
DM	Déchets Municipaux
DMA	Déchets Ménagers et Assimilés
DRI	Direction régionale d'impôt
DSM	Déchets Solides Municipaux
EPA	Environmental Protection Agency
EPA	Etablissements Publics Administratifs
EPGM	Établissement Public intercommunal de Gestion des déchets solides de la Mitidja
EPIC	Établissement Public à caractère Industriel et Commercial
FCCL	Fonds Communs des Collectivités Locales
FEDEP	Fonds de l'Environnement et de la Dépollution
FNED	Fonds National pour l'Environnement et la Dépollution
FSDRS	Fonds de Soutien et de Développement aux Régions Sahariennes
FSRE	Fonds Spécial de la relance économique

IBS	Impôt sur le Bénéfice des Sociétés
IDH	Indicateur de Développement Humain
IFEN	Institut Français de l'Environnement
IHH	Indice de concentration du marché
IPH	Indice de Pauvreté Humaine
IRG	Impôt sur le Revenu Global
ISAG	Information System for Waste and Recycling
MATE	Ministère d'aménagement de territoire et de l'environnement
MBDC	Multiple Bounded Discrete Choice
MCO	Moindres Carrées Ordinaires
NIMBY	Not In My Backyard
METAP	Mediterranean Environmental Technical Assistance Program
MEC	Méthode d'évaluation contingente
MHU	Ministère de l'Habitat et de l'Urbanisme
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
NETCOM	Établissement de Nettoyement et collecte des ordures ménagères de la Ville
OGM	Organisme Génétiquement modifié
OIT	Organisation Internationale du Travail
OM	Ordures Ménagères
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONEDD	Observatoire National de l'Environnement et du Développement Durable
ONS	Office National des Statistiques
ONU	Organisation des Nations Unies
PATW	Plans d'Aménagement du Territoire de Wilaya
PCB	Polychlorobiphényles
PCSC	Programme Complémentaire de Soutien à la Croissance
PIB	Produit Intérieur Brut
PIB PPA	Produit Intérieur Brut en Parité avec le pouvoir d'Achat
PME	Petite et Moyenne Entreprise
PNAE-DD	Plan National d'Action pour l'Environnement et le Développement Durable
PNAGDES	Plan National de Gestion des Déchets Spéciaux
PNUD	Programme des Nations Unies pour le Développement
PPA	Parité Pouvoir d'Achat
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
PPP	Principe du Pollueur Payeur
PROGDEM	Programme National pour la Gestion intégrée des Déchets Ménagers
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
RGHP	Recensement Général d'Habitat et de Population
SCGDMA	Schéma Communal de Gestion des Déchets Ménagers et Assimilés
SNE	Stratégie Nationale Environnementale
SNMG	Salaire national Minimum garanti
SNAT	Schéma National d'Aménagement du Territoire
TAP	Taxe sur l'Activité Professionnelle
TAPD	Taxe sur les Activités Polluantes ou Dangereuses
TEOM	Taxe sur l'Enlèvement des Ordures Ménagères
VA	Valeur Ajoutée
VF	Valeur Foncière
WILAYA	Département ou préfecture, pluriel Wilayate
GTZ	Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (Entreprise de coopération internationale pour le développement durable)

INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	B
Définitions des concepts	C
Objectifs et démarche	F
Structure de la thèse.....	G
Chapitre 1 : Le cadre général d’analyse du service public des déchets en Algérie... 11	
1. Introduction.....	11
2. Fonctionnement de la gestion des déchets en Algérie	21
3. Flux des déchets en Algérie	33
4. Flux financier du service public des déchets en Algérie	60
5. Principes de la gestion de déchets en Algérie.....	76
6. Conclusions : vertus, contraintes et limites	83
Chapitre 2 : La production future de déchets municipaux en Algérie : une étude prospective..... 89	
1. Introduction.....	89
2. Revue de la littérature sur l’économétrie de la projection de la production des déchets	91
3. Analyse des facteurs explicatifs de la production des déchets	109
4. Projection de DSM en Algérie : Approche nationale-série temporelle	114
5. Projection de DSM : Approche régionale - données de panel.....	126
6. Conclusion générale.....	141
Chapitre 3 : L’estimation du coût de la gestion de déchets municipaux en Algérie 144	
1. Introduction.....	144
2. Revue de la littérature sur le coût de service des déchets.....	145
3. Éléments d'analyse sur les déterminants du coût de service de déchets.....	162
4. Analyse empirique sur les coûts de la gestion des déchets municipaux en Algérie.....	173
5. Conclusions.....	185
Chapitre 4 : L’analyse des politiques de tarification de la gestion de déchets..... 189	
1. Introduction.....	189
2. Modèle de Fullerton et Kinnaman (1995) : Taxe Pigouvienne	190
3. Modèle de Fullerton et Wu (1998): Écoconception.....	214
4. Modèle de Choe et Fraser (1999) : Effort de réduction à la source du consommateur.....	237
5. Conclusions.....	252
Chapitre 5 : L’analyse prospective des politiques de tarification de service de déchets en Algérie : application de la méthode d’évaluation contingente..... 257	

1. Introduction.....	257
2. Présentation de la méthode d'évaluation contingente.....	260
3. Éléments d'analyse des déterminants du consentement à payer	271
4. Estimation du consentement à payer pour améliorer le service de la gestion des déchets municipaux en Algérie.....	275
5. Recyclage des déchets à travers un système de consigne : bouteille en plastique..	305
6. Conclusions.....	326
Conclusion générale.....	329
ANNEXES	339
Références bibliographiques.....	353
Listes des annexes, tableaux, figures et graphiques	371
Sommaire général.....	375

INTRODUCTION GÉNÉRALE

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La gestion des déchets solides est considérée comme un bien public pour lequel l'État à travers ses organes est responsable. Ce service est aussi non exclusif, ce qui signifie qu'une fois qu'il est fourni à une partie de la population, c'est l'ensemble du public qui bénéficiera du bien-être global et non seulement le résident qui reçoit spécifiquement le service. Le service est également non-rival, ce qui signifie que tous les résidents peuvent profiter des avantages du service sans pour autant diminuer l'intérêt à quelqu'un d'autre. Au-delà, il n'est pas possible d'exclure du service ceux qui ne paient pas, parce que la propreté publique et l'élimination des déchets sont indispensables pour la santé publique et la protection de l'environnement. Ces trois caractéristiques (non exclusif, non-rival, responsabilité publique) placent la gestion des déchets solides comme un bien public. Parce que la gestion des déchets solides est un problème urbain, le niveau de l'autorité responsable est généralement les autorités locales. Cela ne signifie toutefois pas que l'autorité locale a pour tâche d'accomplir la prestation des services de déchets solides entièrement avec son personnel, son matériel et ses fonds.

L'urbanisation rapide et sauvage des pays d'Afrique a causé la détérioration de l'environnement. L'une de ses conséquences les plus inquiétantes dans le monde en développement, et particulièrement en Afrique, réside d'ailleurs dans les problèmes de gestion des déchets solides, liquides et toxiques. En Algérie, de fortes pressions sur l'environnement ont été enregistrées notamment dans le domaine de service de déchets municipaux. Cette situation se caractérise par une dégradation de plus en plus d'hygiène et de salubrité publique malgré la volonté et les grands efforts déployés par l'État. Par ailleurs, l'Algérie vise à travers le schéma national d'aménagement du territoire (SNAT) pour 2025 en matière de la politique de la ville à atteindre des objectifs en matière de sécurité et de qualité des services publics : eau, déchets, éducation, santé... (MATE, 2008). L'état de l'environnement actuel en Algérie est marqué par cinq facteurs :

- Le problème de la salubrité publique,
- L'insuffisance des moyens humains et matériels,

- La saturation des décharges,
- L'augmentation des coûts d'élimination,
- L'augmentation de la production totale et le ratio par habitant.

Le mauvais fonctionnement des services de gestion des déchets ménagers dans les grandes villes algériennes pose des problèmes de salubrité publique. Les matériels affectés à la gestion des déchets municipaux sont insuffisants. Ainsi, le nombre de véhicules recensés est de 4100 dont 267 bennes tasseuses et 3833 engins de différentes marques pour 1541 communes. Les moyens humains sont en régression, le nombre d'agents est passé d'un pour 500 habitants en 1980, à un pour 1500 habitants en 2005 (MATE, 2005). À cette contrainte matérielle majeure, s'ajoute la sous qualification des agents affectés à la gestion des déchets. Sur un effectif total au niveau national de 20000 agents, le taux de qualification des agents ne dépasse pas les 4 % dans les villes moyennes et se situe entre 7 et 10 % dans les grandes villes (MATE, 2004). Selon une enquête réalisée par les services de ministère, il existe plus de 3000 décharges sauvages implantées sur le territoire national et qui occupent une superficie de 4552,47 hectares.

Nous procéderons dans le point suivant à exposer l'ensemble des définitions concernant les concepts cités au fur et à mesure des chapitres de cette thèse.

Définitions des concepts

Les déchets au sens de la réglementation algérienne comprennent trois grandes catégories :

- ✓ Les déchets ménagers et assimilés.
- ✓ Les déchets spéciaux (industriels, agricoles, soins, services,...)
- ✓ Les déchets inertes.

La définition des différents types des déchets et des modes de traitement pouvant varier d'un pays à l'autre, il est nécessaire de définir précisément les termes que nous utiliserons par la suite :

- **Les déchets** sont tous les résidus d'un processus de production, de transformation ou de consommation, dont le propriétaire ou le détenteur a l'obligation de se défaire ou de l'éliminer.
- **Les déchets solides urbains** sont définis par l'article 2 du décret n° 84-378 du 15 décembre 1984 fixant les conditions de nettoyage, d'enlèvement des déchets solides urbains qui sont les déchets domestiques et qui sont assimilables par la nature et le volume. Il s'agit notamment :
 - ✓ des ordures ménagères industrielles ou collectives,
 - ✓ des produits résultant du nettoyage tels que balayage, curage des égouts,
 - ✓ des déchets encombrants, objets volumineux, ferrailles, gravats, décombres, carcasses automobiles,
 - ✓ des déchets anatomiques ou infectieux provenant des hôpitaux, chimiques ou autres de soins,
 - ✓ des déchets et issues d'abattoirs,
 - ✓ des déchets commerciaux, emballages et autres résidus générés par les activités commerciales.
- **Déchets ménagers et assimilés** : ce sont tous les déchets issus des ménages, des activités industrielles, commerciales, artisanales, et autres, qui sont assimilables aux déchets ménagers par leur nature et leur composition, tel que, déchets de cuisine, emballages...
- **Déchets encombrants** : ce sont tous les déchets issus des ménages qui ne peuvent être collectés dans les mêmes conditions que les déchets ménagers et assimilés en raison de leur caractère volumineux. Nous pouvons citer ici, les meubles, les pneus, l'électroménager...
- **Déchets spéciaux** : ce sont les déchets qui ne sont pas assimilés aux déchets ménagers, et qui nécessitent un mode spécifique de traitement en raison de leur nature et de leur composition. L'origine de ces déchets est l'activité industrielle, agricole, les soins, les services et toutes autres activités, qui ne peuvent être collectés, transportés et traités dans les mêmes conditions que les déchets ménagers et assimilés. Il existe un cas particulier des déchets spéciaux, qui sont

susceptibles de nuire à la santé publique et à l'environnement via leurs constituants ou par leurs matières nocives, on parle ici de **déchets spéciaux dangereux**.

- **Déchets d'activité de soins** : ce sont des déchets spéciaux issus des activités de diagnostic, de suivi et de traitement préventif ou curatif, dans les domaines de la médecine humaine et vétérinaire.
- **Déchets inertes** : ce sont notamment, les déchets qui ne subissent aucune modification physique, chimique ou biologique lors de leur mise en décharge. Ces déchets proviennent de l'exploitation des mines, des carrières, des travaux de démolition, de construction ou de rénovation. Ils ne sont pas contaminés par des substances dangereuses ou autres éléments générateurs de nuisances, susceptibles de nuire à la santé et à l'environnement.

Après avoir donné un aperçu sur les définitions des différents types des déchets en Algérie, en se basant sur la réglementation en vigueur, nous préciserons ensuite les définitions des modes de traitement existant en Algérie ou prévus dans le programme national de gestion des déchets municipaux :

- **La gestion des déchets** consiste en toute opération relative à la collecte, au tri, au transport, au stockage, à la valorisation et à l'élimination des déchets, y compris le contrôle de ces opérations. À partir de cette définition, plusieurs opérations se distinguent dans le mode de gestion des déchets existant en Algérie :
 - ✓ **La collecte des déchets** est l'opération de ramassage et/ou le regroupement des déchets en vue de les transférer vers un lieu de traitement.
 - ✓ **Le tri des déchets** est la séparation des déchets selon leur nature en vue de leur traitement, par exemple le papier, plastique...
 - ✓ **La valorisation des déchets** est la réutilisation, le recyclage ou le compostage des déchets. *Le recyclage* consiste à valoriser des produits usés ou des déchets. *Le compostage* est un processus biologique dans

lequel les déchets organiques sont transformés par les microorganismes du sol en un produit stable et hygiénique appelé compost.

- ✓ **L'élimination des déchets** comprend les opérations de traitement thermique, physico-chimique et biologique, de mise en décharge, d'enfouissement, d'immersion et de stockage des déchets, ainsi que toutes les autres opérations ne débouchant pas sur une possibilité de valorisation ou autre utilisation du déchet. *Immersion des déchets* : tout rejet de déchets dans le milieu aquatique. *Enfouissement des déchets* : tout stockage des déchets en sous-sol. *L'incinération* est un processus d'oxydation de la partie combustible du déchet dans une unité adaptée aux caractéristiques variables des déchets. Ce processus permet une forte réduction de volume des déchets à éliminer (déchets concernés : hydrocarbures, huiles, peintures, déchets d'usinage...). Les déchets issus de l'incinération (cendres, mâchefer) sont ensuite éliminés en centre d'enfouissement technique.
- ✓ **L'enfouissement technique** : Les déchets spéciaux ultimes sont ceux qui ne sont plus susceptibles d'être traités dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par l'extraction de la part valorisable ou par réduction de leur caractère dangereux et polluant. Les déchets admis en centre d'enfouissement technique (CET) sont des déchets essentiellement solides, minéraux avec un potentiel polluant constitué de métaux lourds peu mobilisables. Ils sont très peu réactifs, très peu évolutifs, et très peu solubles.

Objectifs et démarche

Dans le cadre de ce travail de thèse, nous nous intéressons au sujet de la gestion de déchets municipaux dans le cas d'Algérie. L'objectif est de contribuer à une nouvelle politique de déchets fondée sur des connaissances théoriques. Nous souhaitons apporter un éclairage et une aide aux décideurs politiques et aux responsables locaux sur le choix de politique de déchets notamment en matière de

financement de services, d'analyse des coûts, de mode d'élimination, des mécanismes d'incitation aux politiques de prévention. Effectuer une analyse future des quantités va nous permettre de maîtriser les coûts, de prévoir un mode d'élimination efficace, de promouvoir des politiques de recyclage et de réutilisation. La plupart des rapports effectués dans ce domaine sont des rapports issus des bureaux d'études qui présentent en particulier des états des lieux ou un axe spécifique. Nous essayons dans cette thèse d'extrapoler les avancés théoriques et scientifiques sur le cas algérien. Et pour justifier cette extrapolation, nous faisons appel à des techniques économétriques et des méthodes d'évaluation monétaire spécifiques. Ces techniques de valorisation monétaire d'actifs ou de services environnementaux restent absentes en Algérie et la nécessité de développer leur utilisation se montre indispensable. En l'espèce, comment définir le montant d'une taxe environnementale en prenant en compte les caractéristiques socioprofessionnelles des ménages.

Nous avons fait le choix d'étudier le cas d'un service environnemental spécifique : celui de la gestion des déchets en Algérie. La situation critique que connaît l'Algérie dans la gestion de ce service a motivé notre choix. En outre, l'absence des études de recherche sur ce thème nous a encouragés pour continuer dans cette démarche scientifique.

Structure de la thèse

Pour mener à bien notre réflexion, notre travail de recherche est structuré autour de cinq chapitres depuis la définition de la problématique jusqu'à l'évaluation de service de déchets en passant par toute une littérature consacrée à ce service.

Le premier chapitre permettra à présenter l'état des lieux de service public des déchets en Algérie. Nous chercherons dans ce chapitre à donner un aperçu sur l'évolution de la réglementation environnementale et notamment celle destinée au service de déchets. Ensuite, le fonctionnement de ce service sera examiné à travers les acteurs qui interviennent dans ce domaine ainsi que les différents modes de gestion prévus et existants. D'autres points relatifs aux flux de déchets, leur composition, leur mode d'élimination, leur valorisation seront exposés en plus des flux financiers et du

mode de tarification de service de déchets. Finalement, nous identifierons les principes universels environnementaux adoptés par le programme national de gestion de déchets municipaux (PROGDEM) de 2001.

Le second chapitre vise à réaliser une analyse prospective des quantités de déchets produites en Algérie à travers une projection des quantités pour 2025. Pour répondre à cette question, ce chapitre se divise en deux grands axes, l'un se focalise sur une revue de la littérature de l'économétrie de prospective des déchets qui permettra d'analyser l'ensemble des facteurs qui peuvent influencer la production de déchets. L'autre axe sera consacré à deux études empiriques de projection des quantités de déchets en Algérie basé sur deux approches différentes, une sur les séries temporelles et l'autre sur les données de panel.

Le troisième chapitre s'intéresse plus particulièrement aux coûts relatifs au service des déchets en Algérie. Nous étudions les déterminants de coût du service public local des déchets par un examen empirique au niveau de 35 communes algériennes. Nous appliquons un modèle économétrique sur un ensemble d'observations au niveau des communes afin de déterminer les facteurs qui influencent les coûts de service de déchets en Algérie et nous comparons ces coûts avec plusieurs hypothèses taux de recouvrement de la taxe sur l'enlèvement des ordures ménagères (TEOM).

Le quatrième chapitre est centré sur les différentes politiques de tarification de service d'élimination des déchets. Une forte attention a été portée par des chercheurs aux activités d'élimination et de recyclage des déchets ces dernières années. L'ensemble des modèles développés sert à choisir les combinaisons des politiques de tarification les plus efficaces par les décideurs politiques. Ces combinaisons peuvent contenir des taxes amont ou aval, des subventions au recyclage, selon qu'en incorporant ou non l'effort de réduction à la source des ménages, l'écoconception des producteurs ou le détournement illégal dans le système de gestion.

Une fois cette revue de la littérature présentée, nous nous attacherons dans **le cinquième chapitre** aux consentements à payer des habitants pour améliorer le service de déchets en Algérie via l'utilisation de la méthode d'évaluation contingente qui sera présentée dans un premier point. Ce chapitre donne l'état de l'art des

connaissances de la méthode. Cette présentation sera suivie de deux études empiriques. La première étude de terrain vise à déterminer tout d'abord les facteurs qui influencent la décision des ménages à participer dans un programme de gestion de déchets ensuite d'estimer le montant du CAP. Notre objectif, étant d'évaluer comment le CAP diffère entre les personnes interrogées par rapport aux caractéristiques socioprofessionnelles. Ainsi, nous évaluerons l'impact de la localisation d'une décharge par rapport aux différents quartiers de la ville sur leurs CAP. L'autre objectif est de permettre aux décideurs de fixer une taxe ou une contribution à la nouvelle gestion des déchets municipaux. L'autre étude cherche à répondre à une problématique relative au comportement du consommateur. C'est l'effort effectué par le consommateur afin de trier ses déchets d'emballage et notamment les bouteilles en plastique. En plus d'une contribution payée par les producteurs sur les emballages (Eco-Jem), nous proposons une consigne sur les emballages. Cette consigne a pour objectif de motiver les individus à trier leurs déchets et donc d'augmenter les quantités des déchets d'emballage recyclés. Nous ne nous intéressons dans cette étude qu'aux bouteilles d'eau en plastique. Notre objectif est de déterminer le montant de la consigne qui peut être payé par les consommateurs. Les principaux résultats de ces deux enquêtes de terrain et les modèles économétriques estimés seront présentés.

Nous concluons cette thèse par un récapitulatif de l'ensemble des résultats obtenus et mettrons en avant les éléments d'efficacité de la nouvelle gestion des déchets en Algérie, ses limites et ses contraintes. À la fin plusieurs pistes de recherche seront exposées.

CHAPITRE 1 :
LE CADRE GÉNÉRAL D'ANALYSE DU SERVICE
PUBLIC DES DÉCHETS EN ALGÉRIE

Chapitre 1 : Le cadre général d'analyse du service public des déchets en Algérie

Ce chapitre permet d'évaluer significativement l'évolution et les modèles d'organisation du service public local de la gestion des déchets solides urbains en Algérie. Ce service public local a connu des changements importants durant ces dernières années suite à des facteurs différents. Dans le domaine de la gestion des déchets, trois types de marché peuvent être distingués, le marché de la collecte, de traitement et de recyclage (ou de valorisation). Pour chaque marché, toute une série de réglementations et d'organisations ainsi que des modalités de financement ont été mises en œuvre. Nous présenterons aussi une information précise sur la production, composition et mode d'élimination des déchets existants en Algérie ainsi que les différents principes d'une politique environnementale adoptée en matière de déchets.

1. Introduction

1.1. Contexte socioéconomique

L'Algérie, d'une superficie de 2 381 741 km², est composée de 48 Wilayas (départements), avec une population en 2008 d'environ 34,8 M d'habitants répartis sur 1541 municipalités. L'Algérie a une densité de population de 14,59 hab/km². Environ 40% des algériens se concentrent le long des côtes du Nord sur 2 % de la superficie globale avec une densité moyenne de 300 hab/km². Ainsi, la grande partie du pays et en particulier le Sahara est faiblement peuplée. La densité de la population est très hétérogène entre les villes littorales et les villes du sud. Elle est inférieure à 20 hab/km² dans 12 wilayas du Sud avec un minimum de 0,20 hab/km² à Illizi. Entre 35 à 100 hab/km² dans 13 wilayas des hauts plateaux, de 100 à 250 hab/km² dans 13 autres wilayas, et de 280 à 680 hab/km² dans 9 wilayas de littorales. Pour la capitale Alger, la densité est la plus forte avec plus de 3 643 hab/km², soit près de trois millions d'habitants pour une superficie de 809 km². Aujourd'hui, 13 wilayas dépassent 1 million d'habitants et 19 autres comptent 500 à 800 mille habitants. Selon le

recensement de 2008, l'Algérie compte 5,76 M de ménages soit 71% dans les agglomérations chefs-lieux, 15,7% dans les agglomérations secondaires et 13% dans les zones éparses. La taille moyenne de ménages est de 5,9 personnes en 2008 contre 6,6 personnes en 1998 et il est de 7,7 personnes dans les ménages nomades (ONS, 2008).

L'Algérie a réalisé durant cette dernière décennie une croissance économique vigoureuse qui atteint 4,8 % hors hydrocarbures en 2006 et elle a assuré une grande stabilité macroéconomique (FMI, 2008). En 2008, le produit intérieur brut (PIB) par habitant a progressé de 6,58% par rapport à l'année 2007 et a quasiment doublé en quatre ans, passant de 2120 USD en 2005 à 4251 USD en 2009. Cela reflète en grande partie la forte valorisation des exportations d'hydrocarbures (MF, 2008). En dépit de 10 ans de réforme économique, le taux de chômage reste toujours supérieur à 15% avec quelques progressions en matière de création d'emploi. Il est passé de 29,42% en 1997 à 14,10% en 2008 avec une légère augmentation par rapport à la même période de 2007 (+0,3%). Cette baisse est due aux développements des secteurs de la communication, des services et des travaux publics (ONS, 2008).

En 1995, plus de 22% de la population algérienne est considérée pauvre (30,3% dans le milieu rural et 14,7% dans le milieu urbain) et la pauvreté extrême concerne 1,6 M d'habitants (Ferroukhi et Benterki, 1999). L'Algérie est classée au 40^{ème} rang en 1999 pour l'Indice de Pauvreté humaine (IPH) avec une valeur de 23,5%. Il est passé de 24,67% en 1998 à 18,95% en 2006, soit un recul de la pauvreté humaine de 5,72 points (CNES, 2008). Le pourcentage de la population vivant avec moins d'1USD/jour est inférieur à 2 % (OMS, 2005), il est passé de 1,9% en 1988 à 0,8% en 2000, soit une réduction de 58%. Le seuil de pauvreté alimentaire correspondant à un apport de 2 100 calories par personne/jour a évolué de 3,6 % en 1988 à 1,6% en 2004. L'incidence de la pauvreté générale (2 dollars PPA) estimée à 12,1% en 2000 est retombée à 6,8% en 2004, soit à un niveau inférieur à celui de 1988 (8,1%) et de 1995 (14,1%) (ONU, 2006). Elle occupe le 100^{ème} rang avec un Indicateur de Développement Humain (IDH) du pays, qui est selon les données du PNUD pour 2001, s'améliore en passant de 0,641 en 1990 à 0,693 en 1999, soit une croissance de 8,1% pour cette période (OIT, 2003). Il est de 0,720 en 2002 et de 0,760 en 2006.

La consommation des ménages a augmenté pour sa part, de près de 45% durant la période 1999-2004. Cette augmentation consiste deux types de biens, les biens de consommation non durables notamment l'alimentation, et les biens de consommation durables (électroménagers, meubles...). Selon l'ONS, les dépenses de consommation des ménages se sont élevées en 2005 à 2,474 Md de DA et représentent près de 36% du PIB. Les dépenses consacrées par les ménages aux produits alimentaires en 2000 représentent près de 45% des dépenses totales, contre 52.5% en 1988 (CPP, 2004).

Durant la période 2001-2004, le gouvernement a lancé un programme de soutien à la croissance ou le plan de la relance économique d'un montant de 550,78 Md de DA, soit 7,3 Md d'USD¹ (MF, 2008). Le programme complémentaire de soutien à la croissance (PCSC) pour la période 2005-2009 avec 150 Md d'USD a permis de financer les grands projets inscrits par le gouvernement.

En parallèle avec ces réformes, les salaires ont eux aussi connu des réformes dès 2005. Ils se manifestent tout d'abord par l'augmentation du salaire national minimum garanti (SNMG) en passant à 15 000 DA en 2008 contre 4 000 DA en 1996.² La révision du SNMG a eu des effets sur les pensions de retraite inférieures à 75% de ce dernier, les allocations familiales et la prime de scolarité dont la revalorisation a été effectuée. L'autre réforme des salaires est celle de la fonction publique en 2008 (secteur de l'éducation nationale, secteur de santé, enseignement supérieur, formation, douane...).

En matière d'urbanisation, l'Algérie a lancé un plan quinquennal (2005-2009) basé sur cinq programmes différents avec un total de 1 251 209 habitats. Ces habitats sont répartis entre logement social (24,93%), logement participatif (20,89%), habitat rural (40,82%), location-vente (10,32%) et logement promoteur (3,04%). Au 1^{er} semestre du 2007, 339 697 unités (27,15%) ont été achevées, 549 946 unités (43,95%) sont en cours de réalisation et 361 566 (28,90%) (MHU, 2008). Le recensement général d'habitat et de population (RGHP) de 2008 a enregistré plus de 5,24 M de logements occupés soit une évolution de 28,5% par rapport au RGHP de 1998, dont 3,74 M de logements dans les agglomérations principales contre 2,77 M de logements

¹ Taux de change à 1USD=75DA.

² Il passerait à 18 000 DA à compter de janvier 2012.

en 1998. Le taux d'occupation d'un logement a baissé en passant de 7,1 personnes en 1998 à de 6,5 personnes en 2008 (ONS, 2008).

1.2. Contexte environnemental

L'Algérie a fixé des objectifs à l'horizon 2025 dans le domaine de l'aménagement du territoire dans lequel elle intègre le concept du développement durable. Cette nouvelle vision est basée sur la croissance économique, l'équité sociale et la protection de l'environnement. Elle vise l'amélioration de la qualité de vie et du bien-être de la population dans une logique de gestion durable des déchets. Les objectifs nationaux algériens sont la réduction des quantités de déchets produites et l'atténuation de l'impact de leur élimination sur l'environnement. Le gouvernement algérien a envisagé une stratégie nationale environnementale (SNE) qui devra permettre de poser les premiers jalons du développement durable. Cette stratégie est une approche programmatique décennale pour la période 2001-2011 fondée sur deux principes (Gouvernement, 2005) :

- Intégrer la viabilité environnementale dans la stratégie de développement du pays en vue d'induire une croissance durable et réduire la pauvreté ;
- Mettre en place des politiques publiques efficaces visant à réguler les « externalités » environnementales d'une croissance liée à des activités économiques de plus en plus initiées par le secteur privé.

Dans ce contexte, l'Algérie a élaboré en 2002 un Plan National d'Action pour l'Environnement et le Développement Durable (PNAE-DD). Le PNAE-DD propose une vision du futur qui engage l'Algérie à investir dans un développement écologiquement durable. L'amélioration de la santé publique et de la qualité de vie du citoyen constitue un objectif central du PNAE-DD. La mise en place d'une gestion saine et intégrée des déchets municipaux reste une priorité et une urgence. Le PNAE-DD a permis de renforcer le cadre juridique, de construire des capacités institutionnelles performantes, d'introduire des instruments économiques et financiers, d'améliorer la gouvernance environnementale (MATE, 2002).

Deux programmes d'action ont été mis en œuvre : le programme national pour la gestion intégrée des déchets ménagers (**PROGDEM**), élaboré par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement en 2001 qui se focalise sur une nouvelle stratégie. Celle-ci repose sur le principe de précaution-prévention, le principe du pollueur-payeur, le principe de producteur-récupérateur, et le rôle de l'information et de la sensibilisation du citoyen. Ce programme fixe des objectifs en matière de préservation de l'hygiène publique, d'amélioration du cadre de vie du citoyen, de protection de la santé, d'élimination saine et écologiquement rationnelle des déchets et de valorisation des déchets recyclables. Il concerne dans un premier temps les 40 grandes villes algériennes. Les principales actions concernées par PROGDEM sont les suivantes :

- Élaboration et mise en œuvre des plans communaux de gestion des déchets ;
- Aménagement de sites de mise en décharge contrôlée ;
- Promotion des activités de recyclage et de valorisation des déchets ;
- Introduction de nouvelles formes de gestion ;
- Adaptation graduelle de la taxe d'enlèvement des déchets ménagers et amélioration de son taux de recouvrement ;
- Sensibilisation, formation et éducation.

Le deuxième programme est le « Plan National de Gestion des déchets spéciaux » **PNAGDES** institué par la loi 01/19 du 12 décembre 2001, relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets. Ce plan a été élaboré suite à la contribution de la Commission Européenne à travers son programme EC-LIFE³ et du programme METAP⁴ administré par la Banque Mondiale. Il a permis de réaliser un cadastre national des déchets spéciaux ; un choix des options technologiques concernant les modes de traitement pour les différentes catégories de déchets ; une détermination des sites d'emplacement des installations de traitement ainsi que leurs capacités de traitement des déchets et les moyens économiques et financiers nécessaires à leur mise en œuvre. Selon le rapport du gouvernement de 2005, le PNAGDES a permis d'identifier différents «points chauds» et des solutions de dépollution ont été adoptées. La réalisation des centres d'enfouissement technique

³ Financial Instrument for the Environment.

⁴ Mediterranean Environmental Technical Assistance Program.

(CET) pour les déchets spéciaux ; des études de faisabilité et d'exportation de PolyChloroBiphényles (**PCB**) ; des opérations concernées par les produits pharmaceutiques périmés et des déchets de soins ; les pesticides périmés ; les déchets du complexe mercuriel d'Azzaba ; ainsi que d'autres opérations ont été menées dans le cadre de ce plan national. Globalement, le PNAGDES a pour objectif de mettre en place une gestion intégrée et durable des déchets spéciaux dans l'ensemble des communes (Sweep-net, 2010).

Les **objectifs nationaux** de la stratégie environnementale attendus à moyen et long terme sont donc les suivants:

- Améliorer la santé et la qualité de vie du citoyen en diminuant la production de déchets et en introduisant leur gestion intégrée;
- Conserver le capital naturel et améliorer sa productivité ;
- Réduire les pertes économiques et améliorer la compétitivité à travers l'augmentation du recyclage des déchets (matières secondes) et la récupération des matières premières;
- Protéger l'environnement global.

D'autres objectifs ont été également avancés : la nécessité d'une planification intégrée de gestion des déchets municipaux (l'amélioration et la professionnalisation des capacités de gestion, la réalisation de CET, etc.) ; l'élimination des décharges sauvages et la réhabilitation des sites ; le tri sélectif ; la réduction à la source du volume des emballages. Un des principaux objectifs d'action énoncés en 2005 était de réduire le volume des déchets destinés à l'élimination et d'augmenter de la capacité de récupération.

1.3. Contexte juridique

Les politiques publiques relatives aux déchets reposent sur l'hygiène publique, les préoccupations écologiques et la santé individuelle (Bertolini, 2005). Toutefois, une politique environnementale de déchets est mise en place. Des instruments de régulation sont apparus nécessaires afin d'atteindre les objectifs attendus de ces actions. En général, la politique de déchets est fondée sur trois types d'instruments :

les instruments législatifs ou réglementaires, les instruments économiques (incitation, taxation, etc.) et les autres instruments (sensibilisation, formation, etc.).

En mai 1998, l'Algérie adhère avec réserve à la convention de Bâle qui vise à réduire le volume des déchets dangereux ainsi que le contrôle de leurs mouvements transfrontières. Le 29 avril 1998⁵, l'Algérie a signé le protocole de Kyoto approuvé le 21 mai 2002, puis ratifié le 28 avril 2004, et entré en vigueur le 16 février 2005 qui incite à la réduction des émissions de gaz à effet de serre. En matière de déchets, ces gaz peuvent être émis par le brûlage à l'air libre des déchets au niveau des décharges.

Les codes de la commune et de la wilaya du 07 avril 1990 définissent les compétences des collectivités locales en matière de services publics en général. Le code des marchés publics, révisé à plusieurs reprises, établit le champ d'application ainsi que la procédure de mise en œuvre d'un appel d'offres liée au service public⁶. Le financement des divers services publics est organisé par le code des impôts à travers les lois de finances. Le code des douanes est compétent en matière d'importation et d'exportation de déchets.

La politique algérienne en matière des déchets est très sévère. Un ensemble de textes organise le service public des déchets, et notamment la loi du 21 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets. Le seul texte existant avant l'adoption de cette loi c'est le décret n° 84-378 du 15 décembre 1984 fixant les conditions de nettoyage, d'enlèvement et du traitement des déchets solides urbains. Il définit la notion de déchets solides urbains, les modalités et la fréquence de la collecte et d'évacuation des déchets selon la taille des communes par rapport à sa population. Ainsi, le décret fixe les normes du choix d'aménagement et d'exploitation du site. Le traitement de ces déchets est effectué au moyen des procédés suivants :

- la décharge surveillée,
- la décharge contrôlée,
- la décharge compostée,
- la décharge broyée,
- le compostage,

⁵Décret présidentiel n° 04-144 du 28 avril 2004 portant ratification du protocole de Kyoto.

⁶Décret présidentiel n° 02-250 du 24 juillet 2002 modifié et complété par le décret présidentiel n°03-301 du 11 septembre 2003 et le décret présidentiel du 26 octobre 2008.

- l'incinération.

La loi-cadre de 2001 définit tous les types de déchets et désigne la commune comme l'organisme compétent pour assurer le service public d'enlèvement et d'élimination des déchets. Elle prévoit les principes de prévention, de réduction à la source, de tri sélectif, de valorisation, d'information et de sensibilisation. Un plan national de gestion des déchets spéciaux (**PNAGDES**), et un schéma communal de gestion des déchets ménagers et assimilés (**SCGDMA**) ont été institués afin d'assurer une gestion efficace. De plus, des mesures financières ont été mises en place pour répondre aux coûts de la gestion de déchets. En 2006, une nomenclature des déchets a été établie ; celle-ci inclut même les déchets dangereux. Une liste basée sur l'attribution d'un code, la dangerosité des déchets spéciaux dangereux et la définition de quatre classes de déchets : ménagers et assimilés, industriels, spéciaux, et spéciaux dangereux⁷. En janvier 2009, un décret exécutif n° 09-19 portant la réglementation de l'activité de collecte des déchets spéciaux a été adopté. Il détermine les dispositions relatives à l'agrément des personnes qui désirent exercer cette activité, ainsi que leurs droits, obligations et la compétence de contrôle.

L'Algérie a procédé à une réglementation de certains produits utilisés générateurs de déchets. Le décret exécutif n° 93-162 du 10 juillet 1993 définit la notion d'huiles usagées et leur mode de transport. Celui-ci précise également les conditions et les modalités de récupération et de traitement des huiles usagées. En matière de déchets issus des emballages, le décret du 11 novembre 2002 vise deux principes : la responsabilité des détenteurs d'éliminer et de valoriser leurs déchets d'emballages. Le second principe est celui de la valorisation par le détenteur ou par des entreprises agréées ou par une adhésion à un système public de reprise, recyclage et de valorisation. Ce décret prévoit l'obligation à ces entreprises de publier un rapport annuel d'activité comportant : le volume de déchets d'emballages triés, valorisés par filières de matériaux, ainsi que le taux de couverture géographique, le mode de traitement et les indicateurs financiers⁸. Le système public de reprise vise les déchets d'emballages non récupérés et non traités ni par les détenteurs ni par les entreprises spécialisées. Il s'agit beaucoup plus d'emballages issus des consommations des

⁷ Décret exécutif n° 06-104 du 28 février 2006 fixant la nomenclature des déchets.

⁸ Décret exécutif n° 02-372 du 11 novembre 2002 relatif aux déchets d'emballages.

ménages pour lesquels la commune peut passer toute convention avec ces entreprises en vue de leur valorisation. En effet, en 2004, un autre décret vient d'organiser ce dispositif en fixant ses modalités de création, son fonctionnement, son financement et ses objectifs. La dénomination officielle est « Eco-Jem », il prévoit la création de réseaux de récupération et de valorisation par filière.

La politique algérienne en matière d'écotaxe n'a été instaurée qu'à partir de 1992 via la loi n° 91-25 du 18 décembre 1991 portant loi de finances pour 1992. Elle a institué une taxe sur les activités polluantes ou dangereuses (**TAPD**) pour l'environnement en fixant des taux et un coefficient multiplicateur. Ces taux ont été modifiés par la loi de finances pour l'année 2000⁹ qui prévoyait son augmentation sans changement du coefficient multiplicateur. Il a fallu attendre une année pour que ce coefficient soit modifié (en passant d'un intervalle de 1 à 6 selon la nature et l'importance des déchets polluants, à un intervalle de 1 à 10 en fonction de la nature, d'importance, de type et de quantité de déchets générés). En revanche, la loi de finances de 1993 avait institué une taxe annuelle, forfaitaire et locale sur le service de l'enlèvement des ordures ménagères (**TEOM**), elle a été opérationnelle en 1994, imposée sur toutes les propriétés bâties (*Art, 263*). La taxe environnementale en Algérie a été adaptée au contexte général du pays dès 2002 à travers :

- la revalorisation de la TEOM,
- l'adoption d'une taxe sur les carburants,
- l'institution d'une taxe sur le déstockage des déchets.

Cependant, la loi de finances complémentaire de 2001 a créé le Fonds National pour l'Environnement et la Dépollution (**FNED**) alimenté par la **TAPD**, les amendes liées à la pollution, les dons nationaux et internationaux, les prêts et les dotations d'État. Par ailleurs, cette politique s'inscrit dans un contexte plus large.

En décembre 2001, le gouvernement algérien a adopté la loi n° 01-20 du 12 décembre 2001 relative à l'aménagement et au développement durable du territoire. Elle a pour objectif de définir les grandes orientations et les instruments d'aménagement du territoire dont l'environnement est considéré comme un axe important dans les plans d'aménagement du territoire de wilaya (**PATW**) qui visent :

⁹ Loi n° 99-11 du 23 décembre 1999 portant loi de finances pour 2000.

- l'organisation d'une politique de la ville ;
- l'organisation de la nature urbaine et le développement harmonieux des villes ;
- la réalisation des grandes infrastructures des services collectifs d'intérêt général ;
- les orientations générales de protection et de valorisation de l'environnement.

La politique de la ville a connu une nouvelle loi le 08 mai 2002 relative aux conditions de création des villes nouvelles et leurs aménagements à travers le plan d'aménagement de la ville nouvelle. La gestion des déchets se décline à travers un axe très important dans la réalisation de ce plan. Au début de l'année 2006, le gouvernement promulgue la loi n° 06-06 du 20 février 2006 portant sur les orientations de la ville. Son objectif est de fixer des dispositions particulières visant à définir les éléments de la politique de la ville dans le cadre d'un développement durable, ainsi que la classification des villes selon la taille. Parmi ces dispositions en relation avec le service des déchets, nous citerons :

- la garantie et la généralisation des services publics ;
- la lutte contre la dégradation des conditions de vie dans les quartiers ;
- la promotion et la présentation de l'hygiène et la santé publique.

D'autres lois spécifiques viennent renforcer la protection de l'environnement : le 05 février 2002 paraît la loi sur la protection et la valorisation du littoral qui prévoit l'interdiction d'atteinte à l'état naturel du littoral, suivie le 23 juin 2004 par la loi relative à la protection des zones de montagnes. Des règles de la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable ont été définies par la loi 03-10 du 19 juillet 2003.¹⁰ En matière de déchets, elle favorise l'amélioration des conditions de vie et prévient toute forme de pollution. Les principes de prévention, précaution, pollueur-payeur, information et sensibilisation font l'objet de cette loi. De plus, elle détermine les régimes juridiques particuliers tels que les établissements classés et les aires protégées.

Afin de maîtriser sa politique environnementale notamment celle de déchets, l'Algérie a créé des institutions spécifiques telles que les inspections générales de

¹⁰ Loi n° 03-10 du 19 juillet 2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable.

l'environnement en 1996,¹¹ l'Observatoire National de l'Environnement et du Développement Durable (**ONEDD**), l'Agence Nationale des Déchets (**AND**), le Conservatoire National des Formations à l'Environnement (**CNFE**) en 2002.¹²

En matière d'installations de stockage de déchets, le décret du 03 novembre 1998 établit les différentes catégories des installations soumises à une autorisation, ou à une déclaration, ainsi que les organismes aptes à la délivrance de ces autorisations et ces déclarations¹³. Des règles d'aménagement et d'exploitation des installations de traitement ont été instaurées en 2004. De même, les conditions d'admission de déchets au niveau de ces installations sont mises en place, ainsi qu'une liste de type d'installations de traitement : centre d'enfouissement technique (**CET**), centre de décharge, installations d'incinérations et installations de valorisation.¹⁴

2. Fonctionnement de la gestion des déchets en Algérie

Afin d'assurer le bon fonctionnement du service des déchets, plusieurs acteurs interviennent dans les différents segments du service, soit au niveau national, régional ou même local. Cependant, le mode de gestion variera d'un pays à un autre, d'une gestion directe au marché public en passant par la délégation et la concession. Nous développerons ces deux points sur le cas algérien juste ci-après.

2.1. Acteurs de la gestion de service de déchets

La gestion des déchets municipaux est organisée d'une façon générale dans les pays en voie de développement en trois secteurs : le secteur public qui a une responsabilité de contrôle et de mise en application des dispositions de certains

¹¹ Décret exécutif n° 96-59 du 27 janvier 1996 portant les missions de l'inspection générale de l'environnement.

¹² Décret exécutif n°02-115 du 03 avril 2002 relatif la création de l'ONEDD. Le décret exécutif n°02-175 du 20 mai 2002 relatif la création de l'AND. Le décret exécutif n°02-263 du 17 août 2002 relatif la création du CNFE.

¹³ Décret exécutif n° 98-339 du 3 novembre 1998 définissant la réglementation applicable aux installations classées et fixant leurs nomenclatures.

¹⁴ Décret exécutif n° 04-410 du 14 décembre 2004 fixant les règles générales d'aménagement et d'exploitation des installations de traitement des déchets et les conditions d'admission de déchets au niveau de ces installations.

services urbains y compris la gestion des déchets solides, le secteur privé formel engagé dans la gestion des déchets notamment, la collecte et le recyclage, et le secteur privé informel engagé dans la réutilisation de certains types de déchets (Taylor, 1999).

2.1.1. Secteur public

2.1.1.1. Au niveau national

Actuellement, *le Ministère de l'Aménagement du territoire de l'Environnement (MATE)* est le premier responsable de la politique nationale de l'environnement. Il a été créé à la fin des années 1980 avec une dénomination variable dans le temps. Dans les années 1970, la tâche environnementale a été rattachée au Ministère de l'hydraulique puis au Secrétariat d'État aux forêts. Cependant, au cours de la dernière décennie, les directions ministérielles ont été systématiquement transformées (séparées ou fusionnées) à plusieurs reprises dans différents ministères et toutes ont transmis leurs pouvoirs, notamment ceux liés à la gestion des déchets, au Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE). S'agissant de déchets, la direction générale de l'environnement et du développement durable est chargée de :

- Mettre en œuvre une politique moderne de développement durable ;
- Déterminer les objectifs en matière de gestion des déchets ;
- Élaborer et mettre en place un plan national de gestion intégrée des déchets ;
- Délivrer des autorisations des installations des déchets spéciaux ;
- Fixer les normes à respecter en cohérence avec la réglementation nationale.

La politique de déchets vise un ensemble d'actions et de mesures notamment :

- Une réduction de la quantité de déchets ;
- Une gestion économique et environnementale saine des déchets ;
- Permettre une gestion globale et intégrée du secteur des déchets solides ;
- Éviter les incompatibilités dans la définition des attributions notamment en séparant le contrôle de l'opérationnel ;
- Rechercher une répartition optimale entre les secteurs public et privé visant l'efficacité maximale et en préservant l'équilibre social du secteur ;

- Décentraliser l'autorité et la responsabilité vers le plus bas niveau susceptible de les assumer.

La loi relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets prévoit la création de trois organes nationaux intermédiaires :

L'agence nationale des déchets (AND) créée par le décret exécutif n°02-175 du 20 mai 2002 et placée sous la tutelle du MATE. Elle permet de disposer d'un instrument adéquat pour apporter de l'aide aux collectivités locales en matière de mise en œuvre de la politique nationale des déchets. L'AND a un statut d'EPIC qui lui confère deux principaux caractères : le premier est commercial en matière d'études et de recherche dans ses rapports avec les tiers tandis que le second lui confère le rôle d'un service public avec l'administration en lui confiant essentiellement l'assistance aux collectivités locales dans la gestion des déchets. Il lui permet également de promouvoir les activités liées à la gestion intégrée des déchets, notamment, les activités de tri, de collecte, de traitement, de valorisation et d'élimination des déchets, d'un côté ; et de l'autre, elle contribue à la réalisation d'études, de recherches et de projets de démonstration, en diffusant l'information scientifique et technique et en aidant à la mise en œuvre de programmes de sensibilisation et d'information. Dans ce cadre, l'AND a mené plus de 17 projets de recherche portant sur les déchets en 2004. En plus, de ces missions, elle doit aider à la création de micro-entreprises spécialisées, par des mesures financières et fiscales.

En outre, l'AND est chargée de la mise en place du Système Public de Reprise et de Valorisation des Déchets d'Emballages « Eco-Jem » qui est une structure publique destinée à recevoir des contributions des industriels pour les redistribuer aux acteurs de la collecte, du tri et du recyclage des emballages. L'agence a élaboré des contrats types entre l'AND et les générateurs des déchets d'emballages d'une part, et d'autre part, entre l'AND et les collectivités locales. Ce mécanisme est équivalent au système Eco-Emballage en France. Toutefois, l'AND a développé des outils méthodologiques, génériques et spécifiques applicables à la situation actuelle de la gestion des déchets en Algérie. Elle vise l'assistance et la participation aux études d'optimisation de la collecte ordinaire, de mise en place de la collecte sélective, de création et de gestion des centres d'enfouissement technique (CET). Comme elle élabore des guides de

sensibilisation et de communication destinés à différentes cibles (grand public, écoles, institutions, etc.).

L'observatoire national de l'environnement et du développement durable (ONEDD) est créé le 3 avril 2002. C'est un établissement public à caractère industriel et commercial (EPIC), doté de la personnalité morale et de l'autonomie financière. L'observatoire est régi par les règles applicables à l'administration dans ses rapports avec l'État, et il est réputé commerçant dans ses relations avec les tiers. L'ONEDD est compétent en matière de collecte, de traitement, de production et de diffusion de l'information environnementale.

Le conservatoire national des formations à l'environnement (CNFE) a été créé en août 2002. Il bénéficie du statut d'EPIC et assure deux missions principales : la formation des différents intervenants publics ou privés dans le domaine de l'environnement, et l'éducation à l'environnement pour le grand public, notamment dans le milieu scolaire. Pour l'année scolaire 2002-2003, plus de 150 établissements ont été retenus dans un premier temps et ont bénéficié d'une campagne de sensibilisation (METAP, 2004).

2.1.1.2. Au niveau régional

Au niveau régional, le service public local de gestion des déchets est sous la responsabilité des **Inspections Régionales de l'Environnement** et des **Directions de l'Environnement des Wilayas**.

Les **Inspections Régionales de l'Environnement** sont l'un des organes décentralisés de l'État. Elles ont été créées par le décret n° 88-227 du 5 novembre 1988 portant attributions, organisation et fonctionnement des corps d'inspecteurs chargés de la protection de l'environnement. Ces inspections ont pour mission de veiller au respect de la législation et de la réglementation dans le domaine de la protection de l'environnement, de constater et de rechercher les infractions en la matière. Au niveau des wilayas, l'État a créé des services décentralisés chargés de l'environnement.

Les **Directions de l'Environnement de Wilaya (DEW)**, créées par le décret exécutif n°96-60 du 27 janvier 1996, sont venues succéder aux inspections de

l'environnement de wilaya¹⁵. Les directions de wilaya ont trois grands axes d'activité : la coordination, le contrôle et l'information. La *coordination* nécessite de mettre en liaison les organes de l'État, des wilayas et des communes afin d'établir un programme de protection de l'environnement sur l'ensemble du territoire de la wilaya et de prendre des mesures visant à prévenir toutes les formes de dégradation de l'environnement (pollutions, nuisances, érosion des sols, etc.). Le *contrôle* en matière de la délivrance des permis, des autorisations et des visas dans le domaine de l'environnement prévus par la législation. En plus, elles complètent ce contrôle par des mesures qui peuvent améliorer le cadre et la qualité de la vie des populations, des propositions en matière de législation et réglementation environnementale. Le troisième axe est celui de l'*information* qui permet aux directions de l'environnement de promouvoir des actions d'information, d'éducation et de sensibilisation en matière d'environnement.

En plus de ces missions, les DEW s'occupent des installations classées, elles veillent au respect des prescriptions spécifique (production, stockage, traitement) et contrôlent les procédures d'auto-surveillance des établissements producteurs, transporteurs, éliminateurs de déchets dangereux, ainsi que leurs déclarations annuelles. Autrement dit, la DEW dispose d'un pouvoir de police : des inspections, des mises en demeure, des procès-verbaux, des fermetures administratives sont prévus en cas d'infraction.

D'autre part, les représentants de l'État dans les wilayas jouent également un rôle très important par le contrôle de déchets : *les walis* sont compétents en matière d'approbation des schémas directeurs de la gestion des déchets urbains des communes relevant de leurs territoires. En plus, ils autorisent les délibérations des assemblées populaires communales (APC) concernant le montant de la TEOM applicable sur les usagers du service d'enlèvement et de traitement des déchets. Le wali est responsable des autorisations relatives aux installations de traitement des déchets ménagers et assimilés.

¹⁵ Ce décret a été modifié et complété par le décret exécutif n° 03-494 du 17 décembre 2003.

2.1.1.3. Au niveau local

Le niveau local dans cette étude fait référence à deux structures compétentes en matière de service local des déchets : **les communes** et les **groupements de communes** ou l'intercommunalité. La réglementation en vigueur rend les communes et les groupements de communes responsables de l'ensemble des déchets produits sur leur territoire. L'article 07 du code communal prévoit que la commune a la charge de préservation de l'hygiène et de la salubrité publique notamment en matière d'évacuation et de traitement des eaux usées et des déchets solides urbains. Afin qu'elles assument pleinement cette responsabilité, elles doivent organiser sur leur territoire un service public qui permet de satisfaire les besoins collectifs des habitants en matière de collecte, de transport et de traitement des déchets. La réglementation impose également au secteur des déchets un contrôle important par la puissance publique. Les communes sont tenues d'élaborer et de mettre en œuvre des plans communaux de gestion des déchets municipaux comme des instruments de planification et de gestion, en plus, elles veillent au respect de la teneur des études relatives à ces plans de gestion. Elles imposent les conditions de présentation des déchets à la collecte, elles fixent les normes de ramassage et l'évacuation des déchets, et elles établissent les cahiers des charges qui précisent les obligations auxquelles doivent être soumises les entreprises chargées du ramassage. L'APC fixe le montant de la TEOM prévue par la loi de finances de 2002. Les APC ont la compétence de la délivrance des autorisations de toute installation de traitement des déchets inertes.

La seconde structure au niveau local est le **regroupement des communes** qui est mis en place dans le cas où les communes ne disposent pas des moyens suffisants pour assurer la gestion des déchets. Celles-ci peuvent se regrouper ou s'associer pour une partie ou la totalité de la gestion des déchets ménagers. L'ensemble de l'organisation est centré autour des communes qui gèrent directement les décharges. Le décret n° 84-378 du 15 décembre 1984 stipule que « *L'Assemblée populaire communale organise, dans les conditions définies (...), sur son territoire, soit directement, soit en association par l'intermédiaire d'organismes intercommunaux et/ou appropriés, un service de collecte et d'élimination des déchets solides urbains, à l'exclusion de certains déchets* ».

L'article 215 du nouveau code de la commune adopté en 2010 prévoit que deux ou plusieurs communes limitrophes peuvent s'associer pour aménager ou développer en commun leurs territoires et/ou gérer ou assurer des services publics de proximité conformément aux lois et règlements. L'intercommunalité permet aux communes de mutualiser leurs moyens et de créer des services et établissements publics communs.

2.1.2. Secteur privé

La participation du secteur privé dans la gestion des déchets solides en Algérie est très limitée. Afin de promouvoir cette participation, la loi de 2001 prévoit l'ouverture du service public de gestion des déchets urbains à l'investissement privé et à la concession (*cf. 2.2.4. Délégation de service public*). Étant donné l'insuffisance de leurs moyens en matière d'équipements appropriés, quelques communes ont été amenées à déléguer la collecte des déchets de certains de leurs quartiers. Deux communes de la wilaya d'Alger [Bordj El Kiffan et Kouba] ont procédé à la concession d'une partie de la collecte des déchets ménagers et assimilés (**DMA**) à des opérateurs privés. Il en est de même pour la commune de Tizi Ouzou. Dans le domaine du recyclage et de la récupération des déchets, quelques opérateurs privés agissent actuellement, et des petites entreprises ont été créées dans le cadre de l'ANSEJ¹⁶ (plus de 50 entreprises en 2005), de l'ANGEM¹⁷ et de l'ADS.¹⁸ Par ailleurs, des entreprises participent dans la réutilisation des déchets triés dans le processus de production comme matière première. En 2008, plus de 873 récupérateurs agréés et répartis sur l'ensemble du territoire national ont été recensés ([Sweep-net, 2010](#)).

2.1.3. Secteur informel

2.1.3.1. Présentation

Troisième secteur intervenant dans la récupération des déchets en Algérie est le secteur informel qui constitue une importante activité économique. Il est relativement structuré dans deux dimensions : la première verticale allant de la récupération dans

¹⁶ Agence nationale de soutien à l'emploi des jeunes opérationnel depuis le deuxième semestre 1997.

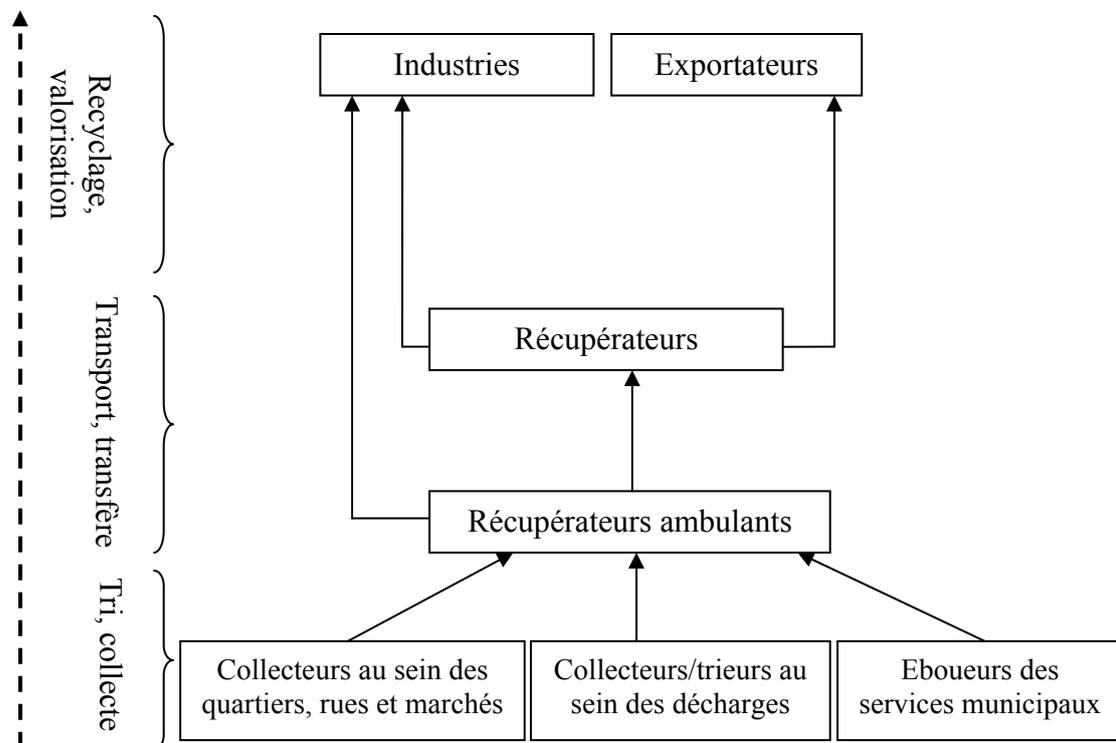
¹⁷ Agence nationale de gestion du microcrédit créée en 2004.

¹⁸ Agence de Développement Social.

les poubelles et décharges jusqu'à l'industrie de recyclage, et la seconde horizontale basée sur des filières par type de déchet récupéré (papier, plastique, métaux). Ce secteur permet de :

- valoriser un grand nombre de déchets,
- réduire les coûts de transport et de collecte pour les collectivités,
- donner un revenu à de nombreuses personnes,
- augmenter la capacité des décharges,
- assurer la matière première pour certaines entreprises.

Figure 1 : Schéma organisationnel du secteur informel de récupération des déchets



Source : auteur

Le secteur **informel** de déchets est composé notamment d'individus, de familles et d'entreprises non enregistrées. Celles-ci sont à petite échelle, avec une grande intensité de main-d'œuvre. La collecte et le tri des déchets sont effectués par des éboueurs du service officiel au moment de la collecte, et par des collecteurs-trieurs dans les décharges sauvages ou contrôlées. Les points de récupération se diversifient et se greffent aux décharges, locaux commerciaux de quartiers, rues et marchés. Une fois récupérés, les matériaux sont vendus à des acheteurs ambulants. Ces récupérateurs ambulants effectuent aussi des tournées dans les quartiers afin d'acheter des déchets

recyclables collectés par des individus à des prix inférieurs à ceux pratiqués dans les décharges. Quant aux récupérateurs intermédiaires, ils jouent un rôle de revendeur des matériaux récupérés pour les industries et les exportateurs. [Pearce et Turner \(1994\)](#) indiquent que parmi les différences du contexte pour la mise en place d'une politique de déchets entre les pays développés et les pays en voie de développement est l'existence du secteur informel dans ces derniers. Ce secteur garantira des emplois en collectant des déchets aux sites d'élimination (décharge ou CET) et ils citeront l'exemple du Caire où environ 12000 personnes occupent ce secteur.

2.1.3.2. Exemple de la filière informelle d'Oued-Smar, en chiffres

Au niveau de la décharge d'Oued-Smar, créée en 1977 pour recevoir les déchets de la wilaya d'Alger et des communes voisines, s'active tout un réseau informel de collecteurs-trieurs et récupérateurs. Les matériaux récupérés sont principalement du papier, des métaux, du plastique et du verre.

Tableau 1 : Prix de vente des matières recyclables par le secteur informel

Matériaux récupérés	Prix DA/kg	Prix intermédiaire	Dh/kg Maroc
Ferre	6	-	-
Cuivre	150	-	-
Aluminium	30	70 à 90	4
Plastique	10	40 à 60	4
Carton/papier	1	7	0,4

** Prix indicatifs, variant selon les conditions du marché*

Le revenu des collecteurs est estimé à environ 1 500 DA [15 €] par jour soit 30 000 DA [300 €] par mois. La décharge reçoit entre 540 à 700 camions par jour, soit plus de 2 000 tonnes par jour¹⁹. Elle est la source de revenus de plus de 1 000 personnes. Le revenu mensuel des récupérateurs de papier se situe entre 40 000DA et 45 000 DA [400 à 450 €], soit 2 000 à 2 200 kg par semaine qui reviennent à l'entreprise Tonic Emballage²⁰. Des études similaires ([Hina et Devadas, 2008](#)) ont montré qu'il existe une variation dans les revenus des différents intervenants de ce secteur : les grossistes ont notamment un revenu plus élevé que les cueilleurs et les acheteurs ambulants.

¹⁹ Enquête sur la décharge d'Oued Smar du quotidien Echourouk le 15 janvier 2008 n° 2198, page 7.

²⁰ Article publié par le quotidien El-khabar le 28 avril 2008, n° 5307, page 5.

2.2. Mode de gestion du service public de déchets

Un service public doit répondre à une activité d'intérêt général rattachée d'une manière ou d'une autre à une personne publique. Ce rattachement peut se manifester de différentes manières. La plus évidente est la prise en charge directe par une personne publique. En Algérie, le service d'enlèvement et d'élimination des déchets relève actuellement de quatre modes de gestion : la gestion directe, l'établissement public à caractère industriel et commercial, le marché public et la délégation de service public.

2.2.1. Gestion directe

Au sens de la gestion directe, l'activité n'est prise en charge que par la collectivité. Elle la finance et l'assure par son personnel et par ses propres équipements. Ledit service est géré directement sous forme de régie, prévu par la loi portant code communal. Ce mode de gestion est le plus adopté par la majorité des communes algériennes. Le nouveau code de la commune et dans son article 151 précise que « La commune peut exploiter directement ses services publics sous forme de régie. Les recettes et les dépenses de la régie sont portées au budget communal. » L'article 152 indique que la commune peut décider que certains services publics, exploités en régie, bénéficient d'un budget autonome.

2.2.2. Établissement public

Il s'agit d'une personne morale de droit public juridiquement et financièrement distincte de l'autorité qui l'a créé et à laquelle il demeure rattaché par un acte de contrôle (tutelle). On distingue les établissements publics administratifs (**EPA**) et les établissements publics industriels et commerciaux (**EPIC**). Ils sont administrés par un Conseil d'Administration. La tutelle est exercée par la personne publique créatrice. Le budget est non annexé à celui de la collectivité et est soumis aux règles de la comptabilité publique. Par-delà les communes, les **EPIC** sont aussi bien compétents en matière de collecte que de traitement des déchets municipaux. L'article 153 de code de la commune de 2010 prévoit la création des EPIC et des EPA.

Ce mode de gestion est peu développé en Algérie. Il a fallu attendre la fin des années 2000 pour avoir un décret qui prévoit les modalités de création de ces EPIC,

notamment celles qui gèrent les nouveaux CET. À titre d'illustration, nous pouvons nous attarder sur le service public des déchets au niveau de la wilaya d'Alger confié à l'EPIC Net-Com. Créé en 1996, il opère sous la tutelle de la Direction de l'Environnement de la wilaya d'Alger et gère actuellement 28 sur les 57 communes (contre 15 en 1996) que compte cette wilaya. Ce qui représente 96 329 habitants (RGHP, 1998). En 2003, Net-Com a collecté 39 910 tonnes de déchets ménagers, soit une quantité moyenne de 109 tonnes par jour avec un ratio moyen par habitant de 0,83 kg/hab/jour. Le financement provient à 100% de la TAPD que prélève la Wilaya sur les budgets communaux. Net-Com assure les activités de collecte, de balayage et de lavage sur la base d'un schéma sectoriel définissant les zones d'activité, leurs itinéraires, les moyens d'intervention, ainsi que les régimes et horaires de travail. En plus, il gère le centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet. Il est prévu que les activités de Net-Com soient étendues à quatre autres communes d'Alger en plus des 28 gérées actuellement. Dans la même foulée, un EPIC est créé par la wilaya de Blida pour gérer ses infrastructures sous la dénomination **EPGM**, établissement public intercommunal de gestion des déchets solides de la Mitidja (AND, 2007). Les EPIC auront tendance à se développer davantage les années à venir du fait de la mise en œuvre du PROGDEM et la création de plus de 100 centres d'enfouissement techniques (CET) au niveau national. En début de 2012, 42 EPIC ont été créés pour la gestion des CET.

2.2.3. Marché public

C'est un contrat de prestation (travaux, fournitures, services), passé entre une collectivité et une entreprise, qui porte sur tout ou partie du service public (administratif ou industriel et commercial). Il est encadré par le code des marchés publics²¹ et l'on a recours dans ce type d'opérations à la procédure d'appel d'offres (national et international). Des autorités compétentes sont désignées pour l'approbation des marchés aux niveaux national, wilaya et communal (ministère, wali, PAPC et directeur général d'EPIC). L'appel d'offres peut se faire sous l'une des formes suivantes :

²¹ Décret présidentiel n° 02-250 du 24 juillet 2002, modifié par le décret présidentiel n° 03-301 du 11 septembre 2003, modifié et complété par le décret présidentiel n° 08-338 du 26 octobre 2008.

- l'appel d'offres restreint ;
- la consultation sélective ;
- l'adjudication ;
- le concours.

Le cocontractant reçoit une rémunération pour la prestation fournie. Elle intervient selon les modalités suivantes :

- à prix global et forfaitaire ;
- sur bordereau de prix unitaires ;
- sur dépenses contrôlées ;
- à prix mixte.

Pour le respect des prix, le service contractant peut privilégier la rémunération du marché selon la formule à prix global et forfaitaire. L'article 11 du décret de 2003 définit les opérations qui s'inscrivent dans son champ. On note les opérations suivantes :

- l'acquisition de fournitures,
- la réalisation de travaux,
- la prestation de services (collecte, etc.),
- la réalisation d'études (études d'impact environnemental, etc.).

Ces dernières années, le marché lié au service des déchets a connu une forte augmentation suite à la réalisation des objectifs du PROGDEM. L'acquisition de camions de collecte spécialisés et des bacs, la construction de 105 CET, l'éradication des décharges, la réalisation de 1 169 schémas directeurs de la gestion des déchets urbains et des prestations de collecte ont été réalisés dans le cadre de marché public.

2.2.4. Délégation de service public (concession)

Le code communal indique clairement que lorsque les services publics locaux ne peuvent être exploités en régies ou en établissements, la commune peut les concéder en respectant un cahier de charges. L'article 33 de la loi de 2001 prévoit que l'assemblée populaire communale peut concéder à des personnes physiques ou morales de droit public ou de droit privé tout ou partie de la gestion des DMA, des déchets encombrants et des déchets spéciaux générés en petite quantité par les ménages. La

concession est un contrat par lequel la collectivité confie à un tiers l'exploitation du service, sous son contrôle. Elle intervient en général dans les villes accusant des défaillances en matière d'équipements et d'agents de collecte de déchets municipaux. Les articles 155 et 156 prévoient que les services publics communaux, tel que le service des ordures ménagères et autres déchets peuvent être concédés. Cette délégation peut être réalisée par contrat, programme ou marché de commande.

3. Flux des déchets en Algérie

Une certaine incertitude affecte la connaissance du gisement des déchets en Algérie. Les estimations faites par la Banque mondiale²² et le MATE en 2002 montrent qu'en grande partie, ce gisement est composé de déchets ménagers (**DM**). Leur composition est largement dominée par les déchets organiques. En Algérie, le déchet collecté représente seulement une fraction du déchet total produit, bien qu'il n'y ait aucune statistique fiable relative aux quantités de déchets collectés ou produits. S'agissant de la logistique en place, le service de la gestion des déchets compte plus de 12 093 agents et 1008 camions, 828 tracteurs, 109 bennes tasseuses, 194 remorques, 135 dumpers (AND, 2006). Mais ces chiffres ont certainement connu des évolutions notables au cours des dernières années avec notamment l'activation du plan national et des plans sectoriels et communaux de la gestion des déchets, l'État ayant consenti des investissements importants au cours du plan quinquennal 2004-2009. Il projette d'en faire autant sinon plus pour la période 2010-2014.

3.1. Production des déchets

3.1.1. Déchets solides urbains

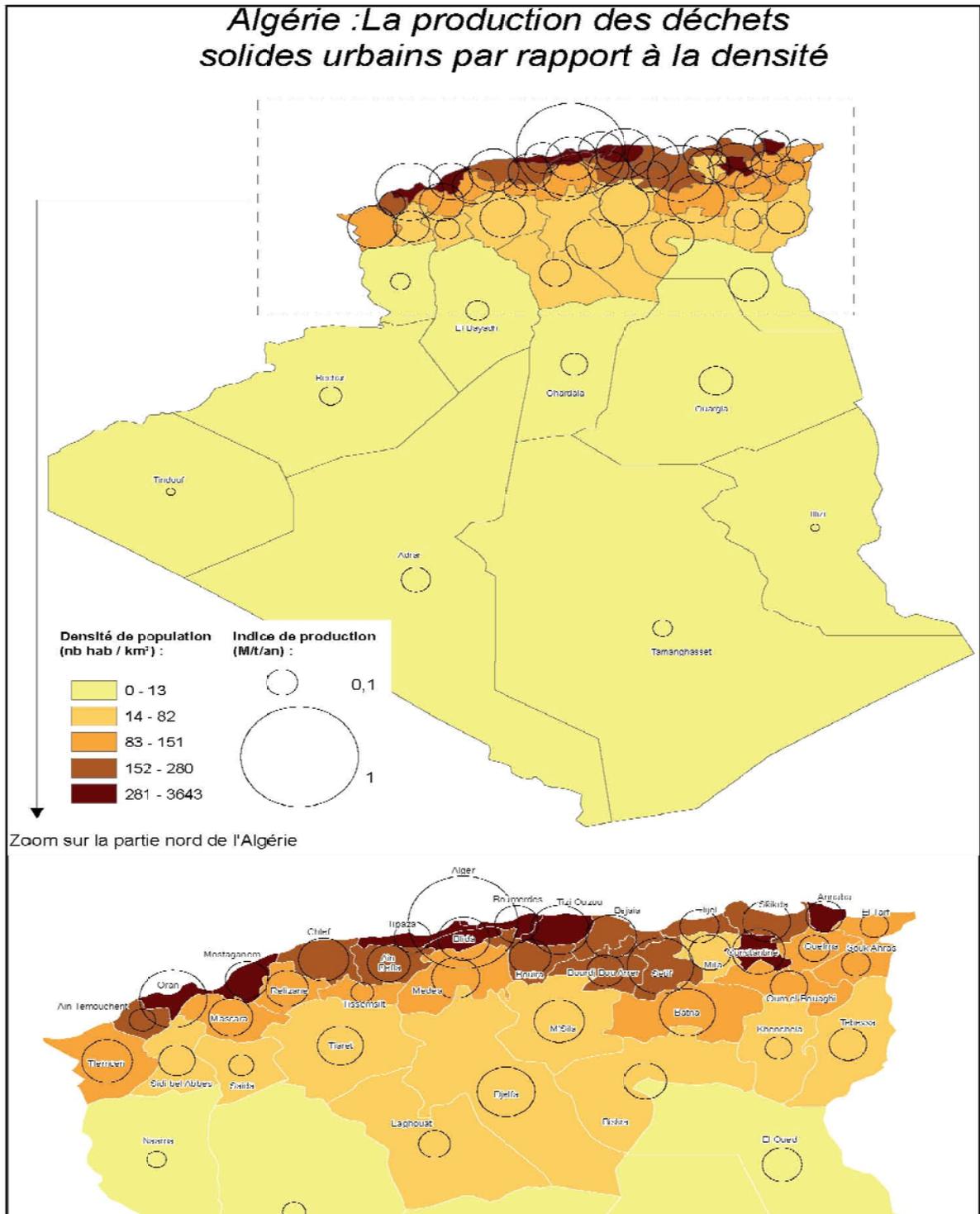
La génération des déchets solides urbains est déjà évaluée à environ 8.5 millions de tonnes par an, soit 23 288 tonnes par jour en 2005, et cette production connaît une progression sensible. Selon le MATE, le seuil des 12 millions de tonnes de déchets solides urbains est certainement franchi en 2010.

²² THE WORLD BANK, Rapport Metap 2004.

Les déchets solides urbains résultent de la consommation des ménages, des établissements publics (écoles, hôpitaux, etc.), locaux commerciaux et des entreprises. Les quantités de déchets produites varient d'une ville à l'autre dans les pays en voie de développement, en fonction de plusieurs facteurs, dont le plus essentiel reste la croissance démographique. À titre d'illustration, durant l'année 2007, l'établissement Net-Com a procédé à la collecte de 763 382 tonnes de déchets (ordures ménagères et assimilées) au niveau des 28 communes de la wilaya d'Alger pour lesquelles il assure la prestation.

Il est à souligner que les villes du littoral algérien, plus dense en population génèrent des quantités de déchets nettement supérieures à celles des Hauts Plateaux et du Grand Sud. Quant à la capitale, elle a produit plus de 0,87 million de tonnes en 2008. Une dizaine de villes émettent entre 200 et 300 000 tonnes de déchets solides municipaux (**DSM**) par an : c'est le cas notamment des principales villes comme Oran à l'Ouest, Constantine à l'Est et Tizi Ouzou au Centre. Une vingtaine de villes moyennes produisent entre 100 et 190 000 tonnes par an. Enfin, quelques villes produisent des quantités de DSM inférieures à 50 000 tonnes par an ; celles-ci sont généralement concentrées dans le Grand Sud (Sahara) et sont caractérisées par de faibles densités de population selon le RGHP de 2008 (*cf. carte*).

Carte 1 : Production des déchets solides urbains en Algérie par rapport à la densité



Source : Auteur selon données RGPH 2008, et AND 2007

Cependant, les quantités totales de DMA collectées par le service public permettent de mieux comprendre les évolutions des déchets (cf. tableau 2). La forte progression des déchets collectés s'explique, en grande partie, par une progression relativement forte des quantités d'ordures ménagères – qui demeure la source principale du flux collecté –, ceci d'une part, d'autre part, par une amélioration des moyens affectés par l'État à cette opération. À cela s'ajoute le facteur comportemental caractérisé par l'évolution de la société algérienne en général vers une société de consommation avec l'intégration de l'Algérie dans l'économie de marché. Les habitudes de consommation ont pris le pas sur des traditions tournées vers des réflexes plus économes, la production locale et surtout une logique de complémentarité entre cette production locale et micro-locale, et des apports extérieurs. Enfin, signalons le démantèlement et la perte de systèmes technico-culturels séculaires soucieux de l'environnement par la domination progressive de l'individualisme et du non-respect de la chose publique, bref, la dégradation des mentalités et le manque de civisme des citoyens, notamment dans le milieu urbain.

Tableau 2 : Estimation de l'émission totale des DMA en (M/t)

	Total collecte DMA	Total des ordures ménagères	Estimation de l'émission totale des DMA
1994	4,511	4,374	5,607
1995	5,173	5,004	6,408
1996	5,813	5,616	7,186
1997	5,957	5,744	7,361
1998	6,292	6,057	7,721
1999	6,976	6,707	8,499
2000	7,585	7,275	9,185
2001	8,038	7,681	9,668
2002	8,638	8,239	10,349
2003	9,091	8,641	10,919
2004	9,490	8,940	11,538
2005	10,595	9,936	12,634
2006	11,891	11,112	14,164
2007	13,166	12,247	15,661
Taux de variation annuel moyen	7,95	7,63	7,61

Source: AND, MATE, Metap, CNES, Presses

Sur le terrain, il est loisible de constater qu'une partie de la collecte des DMA n'est pas encore assurée par le service de la collecte municipale notamment dans les zones éparses. Elle est estimée à près de 23 % d'émission totale des DMA en 1997, et en baisse depuis 2004 avec un taux de 18% en 2007. En effet, le rapport de la Banque

mondiale de 2004 mentionne un taux de la collecte dans les villes moyennes à 65% et à 92% dans les grandes villes. L'objectif du Ministère chargé de l'aménagement du territoire et de l'environnement est d'atteindre un taux de collecte de 100 % d'ici 2020 sur l'ensemble du territoire national. Les schémas directeurs de la gestion des déchets municipaux visent à établir un inventaire des besoins des services de la collecte pour les 1 541 communes et à identifier les zones qui ne disposent pas encore de service de collecte.

En Algérie, les ordures ménagères (**OM**) représentent 67% des DMA en 2007. Les quantités sont passées de 2.25 millions de tonnes en 1980 à 7.27 millions de tonnes en 2000, pour dépasser le seuil des 12 millions de tonnes en 2007. Le ratio annuel par habitant est passé de 130 kg/hab en 1980 à 239 kg/hab en 2000, pour atteindre 356 kg/hab en 2007. Le tableau suivant montre une évolution moyenne annuelle des ratios des OM de 6,07 %.

Tableau 3 : Évolution des ratios d'émission des DMA

	Population en Millions selon ONS.	Ordures ménagères en kg/hab.	Émission totale des DMA en kg/hab.
1994	27,49	159	204
1995	28,06	178	228
1996	28,56	197	252
1997	29,04	201	257
1998	29,50	208	265
1999	29,95	225	285
2000	30,46	242	306
2001	30,91	252	317
2002	31,38	265	333
2003	31,86	277	350
2004	32,35	286	369
2005	32,85	308	391
2006	33,69	338	431
2007	34,40	363	465
Taux de variation annuel moyen	+1,61 %	6,07%	6,06%

Source : MATE, Metap, CNES

Dans l'étude du MATE sur l'état de l'environnement en Algérie il est indiqué que la production de déchets par habitant dans le milieu urbain est passée de 0,76 kg/jour en 1980 à 0,9 kg/jour en 2002, pour arriver à 1,2 kg/jour en moyenne en 2005. Par contre, nous constatons un écart de près de 30% entre le taux de la collecte des déchets dans les villes moyennes et les grandes villes (*cf. tableau 4*).

Tableau 4 : Quantité des déchets produits par habitant

	Taux de génération kg/hab/j			Taux de collecte
	1980*	2002**	2005*	2002*
Villes moyennes	0,5	0,6	0,8	65%
Grandes villes	0,76	0,9	1,2	92%

Sources : (*) Rapport final de la banque mondiale dans le cadre du programme (Metap 2004). (**) Rapport sur l'état de l'environnement en Algérie du MATE de 2005.

Ces ratios confirment la forte progression dans la production des ordures ménagères. Comme la croissance moyenne de leur flux est supérieure à celle de la croissance démographique, le ratio par tête d'habitant a tendance à augmenter sur l'ensemble de la période. Du point de vue des seules ordures ménagères, il y a donc eu, entre 1994 et 2005, augmentation de l'émission par tête. En outre, durant le mois de ramadan, les quantités des déchets ont tendance à progresser du fait de la forte augmentation de la consommation des ménages. Dans un article publié par l'AND en 2007, le ratio d'ordures rejetées passe de 0,57 kg/jour/hab à 1,5 kg/jour/hab dans la wilaya d'Ouargla au cours de ce mois. Ainsi, la ville Sidi Bel-Abbès a enregistré une augmentation de la fréquence de passage des camions de collecte en passant au double pour le même mois de ramadan. De son côté, l'EPIC Net-Com a procédé à la collecte de 2100 tonnes/jour au lieu de 1800 tonnes/jour habituellement collectées.²³

3.1.2. Déchets industriels spéciaux

En 2002, selon le cadastre national des déchets spéciaux, la production de déchets industriels spéciaux est de 325 000 t/an, et la quantité en stock est de 2 008 500 tonnes. Les 12 plus grands générateurs de déchets se trouvent dans les régions Centre, Est et Ouest. Ils produisent près de 87% de déchets au niveau national soit 282 800 tonnes par an, et près de 95% en stock soit 1 905 200 tonnes.

Le tableau suivant montre la répartition des déchets spéciaux sur les différentes régions :

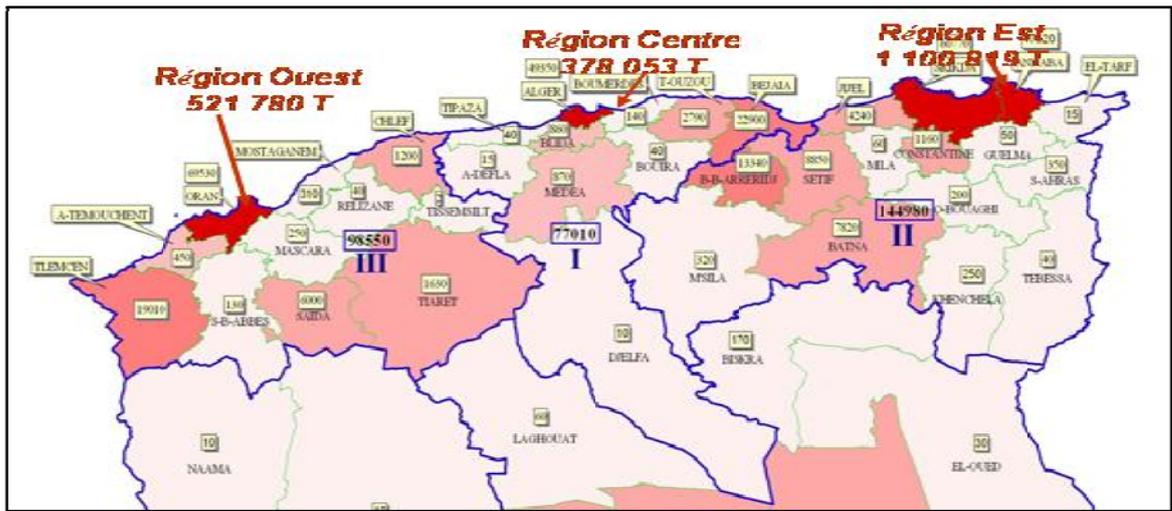
Tableau 5 : Répartition des déchets spéciaux par région

Région	Production t/an	%	Stock tonnes	%
Est	145000	45	1100800	54
Ouest	98550	30	521800	26,8
Centre	77007	23,6	378000	18,8
Sud Est, Sud Ouest	4500	1,4	-	0,4

Source : MATE 2004

²³ AND, Revue de Presse N° 6, octobre 2007.

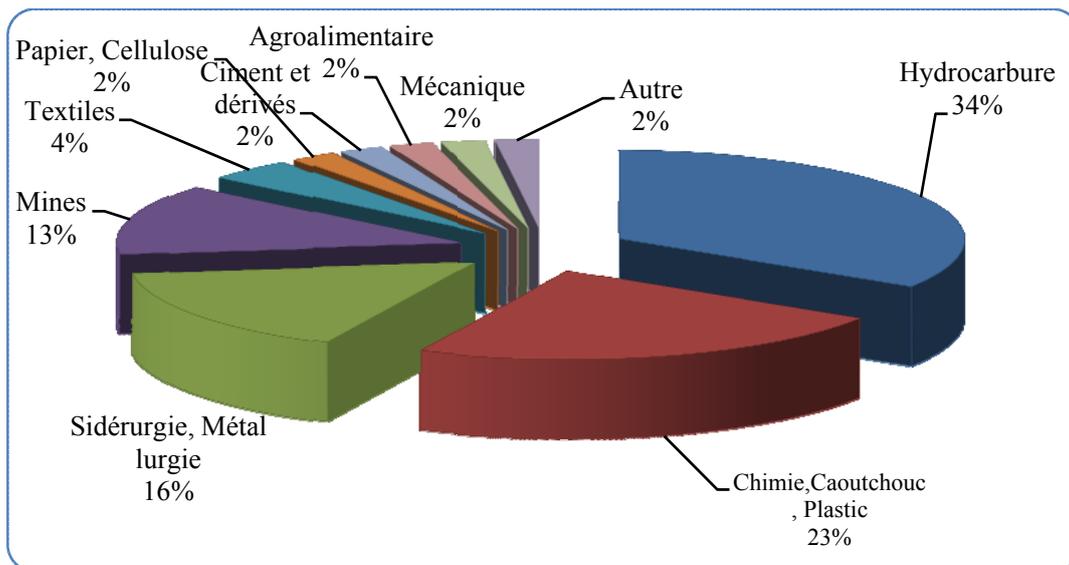
Carte 2 : Production des déchets industriels



Source : DEW Alger, 2008

Nous constatons dans le graphique 2 que le secteur des hydrocarbures et celui de la chimie (caoutchouc, plastique) génèrent plus de 57% des déchets spéciaux, en deuxième position, les secteurs de sidérurgie avec (16%) et le secteur des mines avec un taux de 13%, soit 86% de DIS sont d'origine de secteur primaire. Plus de 10 % du total des déchets spéciaux sont répartis entre les différents secteurs, le textile (4%), papier (2%). Selon le rapport MATE de 2003, l'impact économique des déchets spéciaux a été évalué à 60 millions \$ par an soit 0,15% du PIB.

Graphique 1 : Différents secteurs générateurs des déchets



Source : MATE 2004

Afin de faire face aux risques liés aux déchets spéciaux, l'Algérie a adopté toute une série de mesures. Une réglementation dans le domaine de la gestion écologique des déchets spéciaux, basée sur la prévention, l'organisation des différents modes de collecte et de traitement. Une nomenclature qui a comme objectif de classer les déchets selon des critères et qui permet à l'administration, aux entreprises et aux clients de doter d'une terminologie commune de référence et de responsabilité. La déclaration des déchets spéciaux dangereux par les détenteurs et les générateurs est désormais obligatoire afin d'assurer une traçabilité des produits. Un programme national de la gestion des déchets spéciaux PNAGDES a été mis en place par le MATE pour assurer un suivi des flux et de maîtriser les coûts de gestion. Par ailleurs, une taxe de déstockage des déchets industriels spéciaux dangereux (TAPD) a été instaurée 10 500 DA/t. Ainsi, l'enfouissement technique de ces déchets spéciaux (industriels banals et inertes) est la solution adoptée par les autorités compétentes. Actuellement deux CET de classe I sont en cours de réalisation ([Sweep-net, 2010](#))

3.1.3. Déchets d'activités de soin

En 2002, le cadastre des déchets de soins a recensé plus de 40190 tonnes de déchets hospitaliers qui se répartissent sur les différentes régions, 43% dans la région sanitaire du Centre, 29% dans la région sanitaire Est, 22% dans la région sanitaire Ouest, 4% dans la région sanitaire Sud-est, et 2% dans la région sanitaire Sud- Ouest ([MATE, 2003](#)). Dans une étude sur les déchets de soin dans la Wilaya de Mostaganem, [Bendjoudi et al., \(2009\)](#) montre que la production annuelle de déchets de soins infectieux dans cette Wilaya est évaluée à 92 tonnes, soit 1,38 % de la production nationale. Cela représente une moyenne de 0,15 kg/lits/jours, qui est inférieure à la valeur nationale de 0,72 kg/lits/jours.

En outre, sur 236 incinérateurs existant au niveau des établissements hospitaliers sur le territoire national, 64 incinérateurs ne fonctionnent pas. Une taxe incitative au déstockage des déchets issus des activités de soins a été mise en place, elle est d'un montant de 24 000 DA/ tonne de déchet stocké. Une étude nationale sur la gestion et l'élimination des déchets d'activités de soins à risque infectieux (DASRI) a été lancée sur 48 wilayas d'Algérie avec un budget de 35 Md de centimes. Quelques expériences ont été menées par des entreprises algériennes pour éliminer les déchets hospitaliers.

L'entreprise ECFERAL a procédé en juillet 2003 à la collecte et au transport des DAS sur quatre sites (8 communes de la wilaya de Boumerdès) et les a incinérés sur le site des Issers (Baloul, 2004). Une enquête réalisée par le service de l'hôpital Mustapha à Alger en 2003 indique que le poids des DAS rejetés est évalué à 1763 kg/jour par chaque service.

3.1.4. Déchets inertes

Les déchets inertes ce sont notamment, les déchets qui ne subissent aucune modification physique, chimique ou biologique lors de leur mise en décharge. Ces déchets proviennent de l'exploitation des mines, des carrières, des travaux de démolition, de construction ou de rénovation, et ils ne sont pas contaminés par des substances dangereuses ou autres éléments générateurs de nuisances, susceptibles de nuire à la santé et à l'environnement. Et elle prévoit que la gestion de ce type de déchets relève de la gestion communale.

En absence d'un service fiable de la collecte des déchets inertes et l'inexistence des décharges destinées à ce type de déchets ou des CET de classe II²⁴ le recensement de la quantité produite est impossible à l'heure actuelle. Les principales sources de ces déchets sont notamment les chantiers de bâtiment, de travaux publics et de particuliers qui réhabilitent leurs maisons. Ils sont composés essentiellement de gravats, décombres, déblais et autres rebuts de démolition et de chantiers (bois, acier, plâtres...). Face à cette situation des dépotoirs sauvages sont apparus dans tous les communes et parfois même au sein des quartiers et des villages. Une estimation a été effectuée par le Centre National d'Étude et de Recherche Intégrée en Bâtiment (CNERIB) sur les déchets inertes de quatre wilayas de la région de centre,²⁵ il l'estime entre 300 mille à 500 mille t/an dont 12% d'acier et 40% de béton. En 2003, suite au séisme qui a touché la wilaya de Boumerdès plus de 2,5 M de tonnes de déchets inertes ont été enregistrées (MATE, 2005). À l'image des autres villes algériennes, la wilaya de Constantine compte plus de 64,8 t/an des déchets inertes (DEWC, 2009). Cependant, la valorisation est basée uniquement sur la réutilisation de

²⁴ En 2012, 54 projets de réalisation de CET de déchets inertes sont inscrits parmi lesquels 5 CET sont achevés (Blida, Djelfa, Skikda, Tiaret et M'sila) et 3 sont en phase d'exploitation en l'occurrence celui de Bouabbaz (Wilaya de Skikda), Djelfa, et Mouilha (wilaya de M'sila).

²⁵ Alger, Blida, Boumerdès, Tipaza.

ce type de déchets dans le remblayage. Le PROGDEM a pour objectif de créer des CET de classe II réservés aux déchets inertes. En France, les entreprises de la construction ont généré 254 M de tonnes de déchets en 2008, soit 73,6% du total des déchets produits par les activités économiques (CGDD, 2010).²⁶

3.2. Composition des déchets solides urbains

Le flux des déchets est un mélange hétérogène de produits et matériaux dont sa composition varie avec ses sources de génération, ainsi bien que la classification socio-économique de la localité (Ebot Manga et al., 2007). Dans les villes des pays en voie de développement, cette composition reste prédominante par les déchets organiques d'origine alimentaire. Elle est de 56% à Abuja (Nigéria) (Imam et al., 2008), 45,3% à Allahbad (Inde) (Sharholly et al., 2007).

Tableau 6 : Comparaison de la composition de déchets dans des pays arabes (en volume)

Composant	TUNISIE	EGYPT	MAROC	JORDAN	ALGERIE
Matière organique	68 %	60%	67%	56%	72 %
Plastique	11 %	12%	2,6 %	13%	10 %
Carton et papier	9 %	10%	19 %	16%	9 %
Verre	2 %	3%	0,4%	7%	2 %
Métaux	4 %	2%	1,4%	5%	3 %
Chiffons et autres	6%	13%	9,6%	3%	4 %
Total	100 %	100%	100%	100%	100%

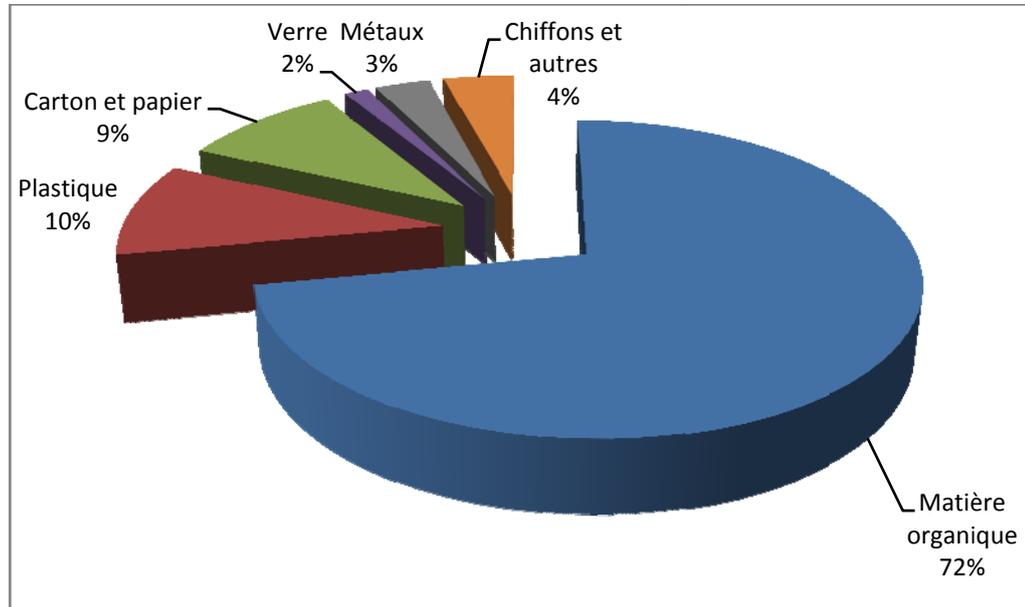
Source : Metap (2004, a, b, c, d) par pays

Le tableau ci-dessus synthétise la composition de déchets dans quelques pays arabes, les taux enregistrés sont globalement similaires d'un pays à l'autre. Le graphique suivant fournit des données sur la composition des déchets solides produits en Algérie. Les principaux composants sont les résidus alimentaires (organiques) avec un taux moyen de 72 %, plastique 10 %, papier/carton 9,3 %, verre 1,36 %, métaux 3,2% et le chiffon et autres 4,14% (AND, 2007). Cette composition reflète le mode de consommation des ménages algériens qui est basée dans une grande partie sur les produits frais (fruits et légumes) conjuguée à l'absence de la culture des produits de conserves. Le plastique est le second composant d'une poubelle algérienne type, résultant des produits emballés dans des bouteilles de plastique, notamment les huiles, le lait et les boissons diverses (Pepsi-Cola, Coca-Cola, boissons gazeuses, eaux

²⁶ Hors déchets de l'agriculture, déchets organiques des industries agroalimentaires et déchets non dangereux des services. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/CS164c.pdf>

minérales et autres) et le sachet en plastique, emballage privilégié remplaçant le couffin traditionnel.

Graphique 2 : Composition des déchets ménagers en Algérie



Les déchets de papier et carton sont issus des journaux, tétra-briks de boissons diverses, emballages en carton de marché en gros et demi gros et de la fourniture scolaire et administrative (cahier, papier, etc.).

S'agissant de métaux ferreux et non-ferreux (cuivre, aluminium), ils proviennent d'une grande majorité des cannettes de boissons et de vieux matériels. Le verre est issu des bouteilles de boisson notamment alcoolisées et de résidus des travaux de vitrage. Le cas des bouteilles de verre consignées est très illustratif : la pratique de la consigne ayant fortement régressée devant l'usage du plastique, les bouteilles en verre sont systématiquement rejetées dans les bacs à ordures ou carrément dans la nature. Cependant, le nombre de bouteilles en circulation demeure encore relativement élevé dans les circuits commerciaux algériens, surtout pour les boissons gazeuses, infléchissant ainsi au moins partiellement la quantité de déchets d'emballage qui devrait être potentiellement produite. Toujours dans une faible proportion, les autres types de déchets produits sont constitués de matières textiles et de bois et dérivés.

Cependant, la composition des déchets peut varier largement tant géographiquement que temporellement. Ainsi, le schéma directeur de la gestion des

déchets solides urbains de l'agglomération de Constantine à l'Est du pays montre que la composition des ordures ménagères au sein de ses cinq communes sont presque identiques (cf. tableau 7).

Tableau 7 : Composition des ordures ménagères dans l'agglomération de Constantine (Est)

Composant	Constantine	El-Kharoub	Hamma Bouziane	Didouche Mourad	Ain Smara
Matière organique	70	74	70	69	74
Plastique	13	10	12	12	10
Carton et papier	11	9	10	8	9
Verre	2	0,5	1	1	1
Métaux	3	4	3	4	2
Chiffons et autres	1	2,5	4	6	4
Total	100 %	100%	100%	100%	100%

Source : DEW de Constantine, 2009

Dans une étude de la DEW de Boumerdès au centre du pays, nous enregistrons des taux similaires aux taux nationaux en termes de composition des déchets (cf. tableau 8).

Tableau 8 : Composition des ordures ménagères dans la wilaya de Boumerdès (centre)

Composant	Ammal	Beni Amrane	Bordj Menaiel	OueledHaddaj	Souk El-Had
Matière organique	77,00	73,11	71,11	69,22	75,00
Plastique	8,33	8,89	9,49	9,22	6,56
Carton et papier	7,78	9,33	11,2	10,67	7,11
Verre	1,33	1,8	1	1,8	2,2
Métaux	2,11	2,56	3	4	4,33
Chiffons et autres	3,45	4,33	3,8	5,11	4,77
Total	100 %	100%	100%	100%	100%

Source : Schémas directeurs de la gestion de déchets solides de chaque commune, 2007

Concernant la capitale Alger, la composition des déchets pour l'année 2008 est sensiblement différente de celle enregistrée au niveau d'autres wilayas du pays avec 54% de matière organique (-22% par rapport au niveau national), 16,45% de plastique, 13,4% de papier et carton, 11,59% de textile et chiffon, 1,68% de verre, 1,67% métaux, 0,54% de bois, 0,16% divers déchets et 0,01% de déchets dangereux.

D'après une étude réalisée par [Guermoud et al., \(2008\)](#), sur les déchets solides dans la ville de Mostaganem en région Ouest, la composition des déchets de la ville en 2004 a été la suivante : matière organique (64,6%), carton et papier (15,9%), plastique (10,5%), verre (2,8%), métaux (1,9%), textile (2,3%) et autres matières (2%).

L'analyse faite par AINA en 2006 sur l'enfouissement des déchets dans les pays en voie de développement et notamment celui d'Ouled-Fayet montre que les DMA enfouis sur le site sont composés de 57% des putrescibles.

Tableau 9 : Composition globale des déchets enfouis

Composant	1^{er} tri (%)	2^{er} tri (%)	3^{er} tri (%)
Putrescibles	47,3	47,2	57,5
Papiers-cartons	10,0	11,6	7,2
Textiles	10,0	9,3	7,0
Plastiques	12,8	11,9	8,3
CNC*	1,2	1,3	1,5
Verres	2,6	0,6	0,7
Métaux	2,2	0,9	1,3
INC**	0,6	0,9	0,5
Déchets spéciaux	0,1	0,1	0,5
Fines	13,2	16,1	15,6

Source : AINA, 2006, * Combustibles Non Classés : bois, cuir (chaussures), caoutchouc, poils, liège. ** Incombustibles Non Classés : pierres, coquillages, matériaux de démolition

Ce tableau montre une proportion de putrescibles variant du printemps à l'été de 47 % à 57 %. Ce taux permet d'atteindre 60 à 73% dans le cas où la teneur des fines constituées essentiellement de putrescibles a été comptabilisée.

3.3. Modes de collecte, d'élimination et de traitement de déchets en Algérie

Deux étapes sont essentielles dans le service des déchets : l'enlèvement et l'élimination. L'enlèvement des déchets compte la pré-collecte et la collecte elle-même. L'élimination fait référence à la mise en décharge, enfouissement, compostage et incinération.

3.3.1. Collecte et pré-collecte

3.3.1.1. Pré-collecte

Le concept de pré-collecte sous-entend toutes les opérations qui précèdent la collecte effective des déchets. Elle vise le recueil, le rassemblement et le stockage des déchets par les habitants d'un foyer, d'un immeuble, d'une cité ou par les personnels d'un organisme ou d'une entreprise, puis les déposer dans des lieux dédiés aux déchets. En Algérie, elle revêt diverses manières selon le type d'habitation et l'accessibilité des équipements :

- **Les caissons métalliques :** La pré-collecte par caisson est plus utilisée au niveau d'agglomération centre local (ACL) et au niveau des agglomérations secondaires (AS). Il s'agit de caissons métalliques d'une capacité de 2 à 2,7 T installés au niveau des cités, quartiers et en face des établissements qui constituent de grands générateurs de déchets. La fréquence d'enlèvement de ces caissons varie entre deux à trois fois par semaine.
- **Les niches en dur :** Elles sont conçues sous forme d'un construit délimité par un muret d'enceinte en maçonnerie entourant une base en matériau dur. Le muret présente une ouverture permettant le dépôt des déchets par les usagers et leur enlèvement par les éboueurs. Ces niches sont implantées généralement dans les villages sans aucune étude préalable, aucune protection contre l'attrait d'animaux divers et sans aucune mesure de traitement de lixiviats.
- **Poubelles individuelles :** Il agit des poubelles individuelles en matière plastique, ce mode de pré-collecte est beaucoup plus utilisé par les habitants des centres-villes et par les commerçants. En effet, les déchets sont mis dans ces poubelles, qui une fois vidées par le service de la collecte sont reprises par les riverains.
- **Sacs en plastique perdus :** Ce type de pré-collecte est le plus répandu au niveau des centres-villes et au niveau des cités d'habitat individuel. En effet, avant le passage des camions de collecte, les commerçants et les habitants des quartiers déposent leurs déchets dans des sacs ou dans des boîtes en carton devant leurs habitations ou sur les trottoirs des rues, sous forme de tas que le camion de l'APC collecte et achemine vers la décharge de la commune.
- **Les bacs roulants :** Ce mode de pré-collecte est appliqué notamment dans les villes pilotes qui s'inscrivent dans le cadre du PROGDEM. Des bacs de 120 à 1 100 litres sont mis au niveau des quartiers pour un groupe de ménages afin de remplacer l'ancien système des caissons métalliques. Ces bacs sont nécessaires pour la collecte par camion à benne tasseuse.

3.3.1.2. Collecte

L'opération de la collecte est située au cœur du processus de la gestion des déchets. C'est une opération d'ordre public qui rentre dans le cadre de la protection de la santé des populations ainsi que pour assurer une meilleure qualité de vie. Elle

consiste en le ramassage et le regroupement des déchets en vue de leur transport. À l'heure actuelle, il existe en Algérie deux méthodes d'enlèvement : (1) le porte à porte, dans lequel le service de la collecte assure un passage régulier pour l'évacuation des DSM ; (2) en apport volontaire, dans lequel le générateur assure le transfert des DSM vers un point de regroupement afin qu'ils soient transportés par le service chargé de l'opération vers un lieu d'élimination ou de traitement. Ce mode d'apport est très adapté à l'opération de tri sélectif (MATE, 2003a).

Le décret n°84-378 de 1984 relatif aux conditions de nettoyage, d'enlèvement et du traitement des déchets solides urbains fixe les missions des différents secteurs publics et privés. La collecte des déchets signifie toutes les activités de ramassage, de regroupement des déchets afin qu'ils soient transférés vers un lieu de traitement. Cette collecte est organisée par les communes selon leur taille. Par exemple, dans les chefs-lieux de communes et les agglomérations sises sur le territoire, dont le nombre d'habitants atteint ou dépasse mille habitants, la commune procède de manière régulière à la collecte et au transport des déchets solides vers les décharges communales. En général, les communes assurent l'enlèvement total des déchets. Le nombre d'agents chargés de la collecte est en régression ; en effet, en 1980 un agent couvrait 500 habitants contre une moyenne de 1 500 habitants en 2005 (MATE, 2005a).

Concernant les moyens matériels de l'opération, le MATE estime que le taux de 1 véhicule pour 7 500 habitants environ (en 2005) est loin d'être en conformité avec les normes universelles qui exigent un véhicule pour 4 000 habitants. L'un des objectifs fixés au PROGDEM est de permettre d'une façon significative le renforcement des capacités des communes en matière de collecte et de transports des déchets.

Par ailleurs, la loi de 2001 désigne les communes comme planificateur de la gestion des déchets municipaux. À ce titre, elles doivent établir un schéma communal de gestion des déchets ménagers et assimilés comportant deux inventaires : l'un relatif aux quantités et à la composition des déchets produits sur leurs territoires, l'autre a trait aux emplacements des sites et installations de traitement existants. En plus, il doit répondre aux besoins des communes en la matière, au choix des systèmes de collecte,

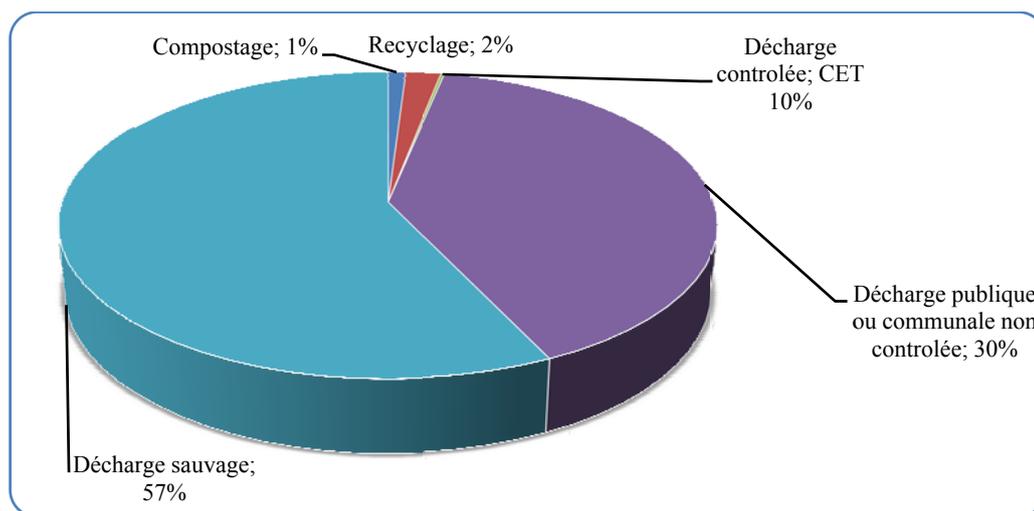
de transport et de tri des déchets, en tenant compte de leurs moyens. Ce schéma est élaboré sous l'autorité du président d'APC en accord avec le plan d'aménagement de wilaya.

3.3.2. Élimination des déchets

Après avoir présenté les différents modes de collecte et de déchets existants en Algérie, nous exposons les deux approches adoptées à l'élimination et au traitement des déchets (l'élimination et la valorisation). En général, l'élimination reste la solution appliquée à 97 % des déchets produits en Algérie (*graphique 3*). Les déchets destinés à l'élimination sont mis en décharges sauvages à (57%), brûlés à l'air libre dans des décharges publiques ou communales non contrôlées (30%), en décharge contrôlée et des CET (10%). Le nombre de décharges sauvages est passé de 2 000 en 1980 à 3 130 en 2007. Par contre, les quantités destinées à être valorisées sont trop faibles, dont seulement 2% par recyclage, et 1% par compostage ([MATE, 2004](#)).

L'objectif pour 2025 est d'augmenter le taux de recyclage global et par matière, d'éradiquer les décharges sauvages. Depuis 2001, le gouvernement a opté pour l'enfouissement comme mode le plus adéquat à l'élimination des déchets municipaux. Ces derniers aspects seront traités avec plus de détails un peu plus loin.

Graphique 3 : Modes d'élimination des déchets en Algérie



Source : MATE 2004

3.3.2.1. Dépotoirs et décharges sauvages

La solution d'élimination des déchets la plus adoptée dans les pays en voie de développement est la mise en décharges ouvertes qu'elles soient sauvages ou contrôlées par les autorités locales. Ces décharges posent des risques environnementaux engendrant notamment d'importants déséquilibres écologiques à la terre, la contamination de l'eau à travers les lixiviats et la pollution atmosphérique liée aux fumées dégagées. Cette dégradation de l'environnement a déjà fait l'objet d'un constat dans des villes indiennes ([Sharholly et al., 2008](#)) et à Abuja au Nigéria ([Imam et al., 2008](#)).

En Algérie, l'élimination des déchets ménagers et assimilés par la voie de la mise en décharges sauvages est le mode le plus utilisé avec un taux de 87%. Malgré l'existence d'une politique environnementale et d'une réglementation en matière d'élimination des déchets, leur nombre ne cesse d'augmenter. Selon une enquête menée par les services du MATE, plus de 3 130 décharges sauvages ont été recensées sur les 48 wilayas avec une superficie de l'ordre de 4552.5 ha. La majorité de ces décharges est caractérisée par une localisation géographique quasi similaire. Elles se trouvent au long des rivières, des routes ou sur des terres agricoles. L'autre point commun est que la plupart de ces décharges sont quasi saturées et ne peuvent pratiquement plus recevoir de déchets. Leur état actuel menace l'environnement et la santé publique des habitants résidant à proximité. Aucun contrôle n'est effectué sur la composition des déchets au sein des décharges et qui reste très complexe.

À titre d'illustration, la wilaya de Tizi-Ouzou compte plus de 1 236 décharges sauvages sur une superficie totale évaluée à 202,35 ha pour une population de 1,11 millions d'habitants en 2008 et un volume de déchets de 1 435 tonnes/jour générés par les 67 communes de la wilaya. Un inventaire de l'AND sur les décharges sauvages publié en octobre 2006 souligne deux paramètres déterminants : la population et la superficie. Concernant la population, nous constatons de grandes disparités entre wilayas dans le rapport entre la population et le nombre de décharges sauvages. Par exemple, la ville d'Alger compte seulement 9 décharges sauvages pour une population de 2,9 millions d'habitants.²⁷ Cela pourrait s'expliquer par l'existence des décharges

²⁷ Population basée sur le RGPH d'avril 2008, ONS.

d'Oued-Smar et d'Ouelad-Fayet tandis que la collecte est assurée par l'EPIC Net Com. La wilaya de Tipaza située à 40 km d'Alger avec 617661 habitants compte 207 décharges sauvages sur son territoire. S'agissant de la superficie de ces décharges, elle est inférieure à 100 ha dans 36 wilayas du pays, elle est entre 200 et 300 ha dans 6 autres. Deux wilayas présentent une superficie totale comprise entre 300 et 400 ha tandis qu'une seule wilaya a une superficie de 900 ha. Il est à noter que pour l'intégralité des décharges, la gestion ne répond pratiquement à aucune exigence environnementale. En effet, elles sont toutes dépourvues d'aménagements (accès facile, clôture, etc.), le déversement des déchets se faisant de manière aléatoire, et les déchets sont brûlés à ciel ouvert (AND, 2006).²⁸ En 2012, le ministère chargé de l'environnement a enregistré la réhabilitation de 64 décharges sauvages, dont 21 décharges sauvages sont achevées, 20 sont en cours de réhabilitation et 23 décharges sont en phase d'étude. Ainsi que la réalisation de 55 décharges contrôlées dont 23 décharges contrôlées sont opérationnelles, 38 décharges contrôlées sont en cours de réalisation, dont 15 décharges ont un taux d'avancement des travaux supérieur à 50% et 23 décharges ont un taux d'avancement des travaux inférieur à 50%, et 42 décharges contrôlées dont les travaux non encore lancés.

Exemple de la décharge d'Oued Smar

Située à 13 km du centre d'Alger, la décharge publique d'Oued Smar a été créée en 1978 sur une superficie initiale de 10 ha et s'étend aujourd'hui sur 37,5 ha (Benouar, 2003). Elle reçoit quotidiennement plus de 700 camions arrivant de 56 communes, soit 2 200 tonnes/jour de DSM et plus de 450 tonnes/jour de gravats et de remblais. L'essentiel des déchets provient des ménages, des commerçants et de quelques entreprises. Actuellement, la décharge atteint le seuil de saturation, si bien qu'une partie des quantités de déchets acheminées quotidiennement a été transférée vers la décharge d'Ouled Fayet, et plus de 900 tonnes/jour vers le CET de Staouéli (CNES, 2005). Sa fermeture était d'ailleurs prévue par le MATE pour la fin 2008. En fait, le site de la décharge est aujourd'hui en cours d'aménagement.

²⁸ AND, inventaire sur les décharges sauvages en Algérie, octobre 2006.

Tableau 10 : Quantités des déchets reçues par la décharge de Oued Smar entre 1978 à 2007

Année	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
Qt /t	15 332	18 038	21 221	24 965	29 371	34 554	40 652	47 826	56 266	66 195
Année	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
Qt /t	77 876	91 619	107 787	126 809	149 187	175 514	206 487	242 926	285 795	297 566
Année	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Qt /t	309 885	323 025	336 439	350 400	375 263	375 263	375 263	375 263	375 263	375 263

Source : Enrico Magnano Environmental technical consulting Italie

Le tableau ci-dessus donne un récapitulatif de la quantité de déchets déposés dans la décharge durant la période allant de 1978 à 2007. Elle est passée de 15 000 tonnes lors de l'année d'ouverture de la décharge à plus de 350 000 tonnes à la fin de 2007.

Figure 2 : Décharge sauvage d'Oued-Smar



3.3.2.2. Enfouissement technique

L'enfouissement des déchets est une opération de stockage des déchets en sous-sol. Nous distinguons deux types de CET : classe I et classe II. Les déchets admis en CET de classe I sont des déchets essentiellement solides, minéraux avec un potentiel polluant constitué de métaux lourds peu mobilisables. Ils sont très peu réactifs, très peu évolutifs, et très peu solubles. En revanche ceux admis en CET de classe II sont d'une part, les déchets ménagers et assimilés dont le comportement est forcément évolutif et conduit à la formation de lixiviats et de biogaz par dégradation biologique, et d'autre part, les déchets dont le comportement est peu évolutif avec une capacité de dégradation biologique faible et présentant un caractère polluant modéré.

Depuis 2001, le gouvernement algérien a fait le choix d'éliminer les déchets urbains par enfouissement, il a ainsi lancé un ambitieux programme de centres d'enfouissement technique sur tout le territoire national. L'un des objectifs du

PROGDEM est d'abandonner le mode traditionnel d'élimination des déchets par la mise en décharge.

Cette nouvelle politique nécessite une prospection de sites potentiels pour accueillir des CET, le choix proprement dit du site et la réalisation des études d'impact. La construction d'un CET nécessite une assez grande superficie de l'ordre de 40 ha en moyenne qui doit être clôturée et aménagée avec des pistes internes. La durée de vie d'un CET se situe entre 7 et 15 ans avec un tonnage de 100 000 tonnes par an. Ces CET doivent obligatoirement être pourvus d'installations de récupération des biogaz à travers le traitement de lixiviats. Afin que les CET atteignent les objectifs qui leur sont fixés, une commission interministérielle²⁹ a promulgué un décret pour la création des établissements publics à caractère industriel et commerciale [EPIC] doté d'un statut leur assurant une autonomie de gestion et des ressources propres. Les EPIC assurent la partie technique, administrative et financière. L'exploitation des CET peut-être en régie directe par les moyens humains et matériels de l'intercommunalité ou confié par contrat à une société privée. Le financement d'un CET est assuré à court terme par les revenus provenant des droits d'entrée et les subventions publiques. Dans une deuxième étape, il est prévu que le CET sera financé par la TEOM, la participation des communes membres et les recettes des ventes des produits issus des différents déchets dans le cas où le CET dispose d'un centre de tri. Les dépenses d'investissement sont assurées par le ministère tandis que les directions de l'environnement au niveau des wilayas se chargent des appels d'offres et sont responsables du suivi des travaux. L'Agence nationale des déchets joue un rôle important dans l'assistance dans les études de création et de gestion des CET.

Suite au lancement du PROGDEM, 65 CET ont été enregistré, durant la période allant de 2001 à 2005, 16 ont été achevés, 28 en cours de réalisation et 21 en phase d'études. En fin 2007, ce nombre a augmenté suite aux résultats des projets pilotes notamment celui d'Oueld Fayet à Alger, il est passé à 80 projets, dont 20 achevés, 34 en construction et 26 en étude, soit 15 nouveaux projets.³⁰ En premier lieu, les wilayas concernées sont Skikda, El-Taref, Annaba, Guelma, Souk Ahras, Batna, Tébessa,

²⁹ Signé par les ministères de l'Intérieur, de l'Environnement et les Finances et qui régit la gestion et le financement des centres d'enfouissement technique des déchets.

³⁰ Selon une déclaration du ministre de l'environnement, le nombre de CET est de 105, dont 43 en fonctionnement. Le quotidien Ennahar, en langue arabe, N° 1296 du 14 janvier 2012 page 4.

Média, Tizi-Ouzou, Sétif, Biskra, Alger, M'Sila, Ouargla, Blida, Djelfa, Jijel, Béjaïa et Chelf (MATE, 2008a). En 2010, ce chiffre est passé à 100 CET dont la majeure partie a été pratiquement réalisée, selon une communication du MATE.

Exemple du CET d'Ouled Fayet

Le CET d'Ouled Fayet s'inscrit dans le cadre de la nouvelle politique de gestion intégrée des déchets qui prévoyait la transformation de certaines décharges sauvages en CET à l'image de celle d'Oulad-Fayet. Elle dessert plus de 34 communes des wilayas d'Alger et de Tipaza. La quantité de déchets enfouis est de 864 tonnes/jour en 2005 contre 72 tonnes/jour lors de son ouverture en 2001. L'établissement public Net-Com assure la gestion et l'exploitation de ce CET. Un contrôle de la composition est effectué à l'entrée du site et seuls les DMA sont autorisés. Le tableau ci-dessous présente l'évolution de la quantité de déchets enfouis entre le 22 octobre 2002 et le 31 octobre 2007.

Tableau 11 : Évolution de la quantité de déchets enfouis sur le site d'Ouled Fayet

Période	Nombre de jours	Nombre de voyages	Tonnage (T)
22/10/02 au 18/07/03	270	19 588	86 780
01/01/04 au 31/03/04	91	9 542	46 011
19/07/03 au 31/03/04	257	14 034	54 433
01/04/04 au 05/06/04	66	5 056	24 987
06/05/04 au 31/05/06	756	115 086	583 014
22/08/07 au 31/10/07	71	13 625	42 178

Source : Net-Com, 2008

La quantité de DMA enfouie a tendance à augmenter ces dernières années en raison de plusieurs facteurs notamment : l'augmentation de la population, la fermeture de la décharge d'Oued Smar et d'autres décharges au niveau communal. L'accès au site est payant pour la majorité des communes [61%] dont la collecte est déjà assurée par Net-Com ainsi que pour des établissements (Hôtels, Télévision). Trois communes ont un accès gratuit (Oulad-Fayet, El Harrach et la Casbah).

Cependant, dans quelques wilayas, le choix du terrain pour la construction des CET a connu des refus et des oppositions de la part des riverains et même des élus des assemblées communales sous prétexte de risques environnementaux. Ce phénomène est par ailleurs connu sous l'abréviation « NIMBY », *Not In My Backyard*, signifiant « pas dans mon jardin ». Pour illustrer ce phénomène, nous citons le cas de la réalisation du CET de Béjaïa qui a été prévue initialement dans la localité de

Bouchakroune qui se trouve à mi-distance des trois communes (Béjaia, Toudja et Oued-Ghir). Les habitants d'Oued-Ghir ont montré leur désapprobation pour risques potentiels du CET sur l'environnement local. Généralement, nous recenserons trois acteurs concernés par la réalisation des CET :

- le promoteur du projet : ministère chargé de l'environnement, wilaya,
- les riverains, associations et autres groupes de pression,
- l'autorité publique locale : la commune, les élus locaux.

3.3.2.3. Compostage

Le compostage est une méthode biologique de valorisation des matières organiques contenues dans les ordures ménagères. Il nécessite une température entre 55 et 60 °C sur plusieurs jours consécutifs. Il répond à deux types d'objectifs : (1) le traitement par dégradation des matières fermentescibles qui homogénéisent les différentes matières premières, stabilise la matière organique et hygiénise le produit ; (2) la production d'un amendement ou engrais organique ou d'un support de culture, répondant à la réglementation et aux besoins des utilisateurs. En France, 6 % des déchets produits par an sont compostés selon l'ADEME³¹ et en 2008, les 500 installations de compostage françaises produisent 1,8 million de tonnes de compost, soit une progression de presque 30% par rapport à 2000.³² Ce mode de valorisation des déchets vise les déchets verts, les déchets des marchés de fruits et légumes, les déchets de l'industrie agroalimentaire et les déchets organiques des ménages. Le compostage permet :

- de réduire la quantité à enfouir en décharge de 55%,
- de prolonger la durée de vie de la décharge,
- de réduire la matière organique enfouie au CET (moins de lixiviats),
- de valoriser la matière organique sous forme de compost pour l'agriculture,

Le compostage ne représente que 1% de l'ensemble des déchets produits en Algérie. Les seules expériences sont celles des wilayas de Blida, Alger, Tlemcen et Tizi-Ouzou. Le coût des déchets traités est estimé à 2 700 DA/tonne, et le coût à la tonne de compost produit est de 5 400 DA/tonne.

³¹ Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie.

³² <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/286/1154/valorisation-dechets.html>

Exemple de la station de compostage de la ville de Blida

Cette station a été mise en service depuis 1989, puis réhabilitée durant la période allant de 1992 à 1996 et remise en service en 1996. Elle s'étale sur une superficie de 3.7 ha pour une capacité nominale de 100 tonnes par poste de travail de 8 heures et cela pour une production de 40 tonnes de compost par poste. Elle est réservée aux DMA de cinq communes³³ de la wilaya de Blida soit 300 000 habitants. La technique utilisée dans cette installation est du type de la fermentation en andains après prétraitement mécanique. Donc elle assure une élimination des déchets grâce à un traitement biologique. Le financement de la station est basé sur une redevance payée par les communes à la ville de Blida qui héberge la station d'une part, et d'autre part sur la recette des ventes du compost (environ 300 DA/tonne). Actuellement, la station de compostage de Blida produit deux types de produits : du « compost grossier » et du compost fin (Doetsch *et al.*, 2002). Cependant, l'unité ne peut plus faire face aux quantités de déchets transférées vers la station estimées à 250 tonnes/jour. Le coût de l'exploitation d'une tonne de déchets se situe entre 2500 DA et 2700 DA selon le type de compost à produire. Ce coût est légèrement supérieur au coût de la mise en décharge qui est estimé à 1500 DA/tonne (Grossmann, 2004).

3.3.2.4. Incinération

Cette technologie a vu le jour en 1865 en Grande-Bretagne avec le *British Destructor*, puis a été exportée aux États-Unis et en Europe (Bertolini, 2005). La commission européenne (CE) dans une communication de 1996 relative à la stratégie des déchets a renforcé la notion d'hierarchie d'actions liées aux déchets, d'où l'incinération qui est placée tout en aval juste avant la mise en décharge. En Algérie, l'incinération est appliquée uniquement pour les déchets hospitaliers au sein des hôpitaux. Pour les DMA, ce mode de traitement n'est pas adopté même si cette solution semble plus écologique que l'enfouissement. Elle présente au moins trois inconvénients liés : (1) au taux d'humidité qui est très élevé (2) au coût de traitement plus élevé suite aux frais d'équipement et d'exploitation, et (3) à la prédominance de déchets organiques dans les DMA.

³³ Blida, Oueld Yaich, Beni Mered, Bouarfa et Chréa.

La Direction des déchets urbains du MATE indique dans une communication de presse³⁴ que la solution d'incinérer les déchets solides urbains est onéreuse en raison des aspects technique et économique. Les raisons techniques sont liées à la composition des déchets issus des ménages qui contient plus de 70% de matières organiques avec un taux d'humidité trop élevé et un pouvoir calorifique très bas. Quant aux raisons économiques, elles sont fondées sur les surcoûts dus à la consommation d'énergie (gaz), le traitement des fumées auxquels s'ajoute le coût de l'équipement. Si nous retenons un incinérateur de 2 000 tonnes/jour qui coûte entre 150 à 200 millions d'€, le coût du traitement d'une tonne revient à 5 000 DA contre 4 000 DA pour l'enfouissement. En outre, l'incinération avec récupération d'énergie n'est pas avantageuse du fait que le coût du kWh produit par la Sonelgaz³⁵ est moins cher que celui produit par incinération.

3.3.3. Valorisation, recyclage

3.3.3.1. Gisement des déchets recyclables

Selon les services de MATE, l'Algérie a la capacité de récupérer une quantité de déchets estimée à 760 000 tonnes par an, ce qui représente 3.5 milliards de DA, dont le papier représente une partie essentielle dans la possibilité de récupération et de recyclage avec une quantité de 385 000 tonnes par an (le système de récupération des journaux non vendus) (cf. tableau 12). Sur plus de 2 millions de tonnes d'emballage plastique produit en Algérie par 192 unités, seulement 4 000 tonnes sont récupérées (soit 0,0002%).

Tableau 12 : Capacité de recyclage

Nature des déchets	Quantité en tonne/ an
Papier	385.000
Plastique	130.000
Métaux	100.000
Verre	50.000
Matières diverses	95.000
Total	760.000

Source : MATE 2004

À titre d'illustration, nous citons l'exemple du **papier**. Selon une publication de la société Tonic Emballage, spécialisée dans la production d'emballage en Algérie, la

³⁴ El-Watan, enquête sur la gestion de déchets, 17 janvier 2008, N° 5526, page 2.

³⁵ Société nationale d'électricité et du gaz qui a le monopole sur l'énergie électrique et le gaz.

capacité de recyclage de l'industrie papetière algérienne ne dépasse pas 10% de l'ensemble des déchets générés annuellement, alors que la consommation nationale de papier et carton est estimée à 600 000 tonnes/an, pour une production locale, tous produits confondus, inférieurs à 50 000 tonnes/an. Les importations en papier et dérivés s'élèvent à près de 400 millions d'USD. La consommation de papier est de 15 kg/hab/an, contre 200 kg/hab/an dans le cas français. Près de 335 000 tonnes de déchets sont mises en décharge annuellement. Tonic Emballage,³⁶ recycle plus de 12 000 tonnes de papier par an, ce qui représente un tiers du niveau national de recyclage en la matière, elle pense augmenter le taux de récupération de 10 à 38 % et cela en se basant sur la collecte sélective des déchets, ainsi que sur l'encouragement des petites entreprises de récupération.

Les volumes de déchets **métalliques** exportés pour recyclage ont connu une augmentation importante durant les trois dernières années. En février 2007, le gouvernement algérien a interdit l'exportation de déchets de métaux ferreux et non-ferreux afin d'organiser le secteur par l'exigence d'un cahier des charges pour les exportateurs, pour mettre un terme aux nombreuses « infractions » qui ont émaillé cette opération ces dernières années. En 2005, plus de 300 récupérateurs-exportateurs³⁷ de métaux ont été enregistrés en Algérie qui exportent annuellement environ 200 000 tonnes de déchets, soit une valeur estimée à 10 millions d'USD environ.

En 2004, la première déchetterie industrielle de Blida spécialisée dans le tri de papier-carton, verre, plastique et métaux a été mise en place. Elle est alimentée par l'apport volontaire des industries et des grands commerçants. En même temps, la déchetterie assure l'approvisionnement de plusieurs récupérateurs, l'entreprise PAPIREC en papier-carton, REPLAST en plastique PET et l'entreprise ENPC en plastique sauf PET (SBA, 2005). L'entreprise PAPIREC récupère 50 tonnes de papier par mois dont le recyclage est assuré par le biais de l'entreprise mère GIPEC.

³⁶ Depuis 2007, elle est mise sous la responsabilité d'un administrateur suite à des problèmes financiers, ce qui a créé des problèmes aux récupérateurs de papier au sein des décharges.

³⁷ Selon le Ministère du Commerce, en juin 2008, près de 200 exportateurs de déchets ferreux et non-ferreux ont été radiés de la liste des exportateurs agréés pour non-respect du cahier des charges type. Au début de 2008, il ne reste que 27 exportateurs dont 15 à Alger, 5 à Oran, 3 à Boumerdès, 3 à Jijel et 1 à Batna.

Enfin, soulignons que plus de 180 000 tonnes d'**huiles usagées** sont générées par différents secteurs industriels en Algérie, les générateurs principaux sont les automobiles avec un taux qui atteint 70%. Il faut noter qu'aucune structure professionnelle agréée et dédiée spécifiquement à la collecte n'existe actuellement en Algérie.

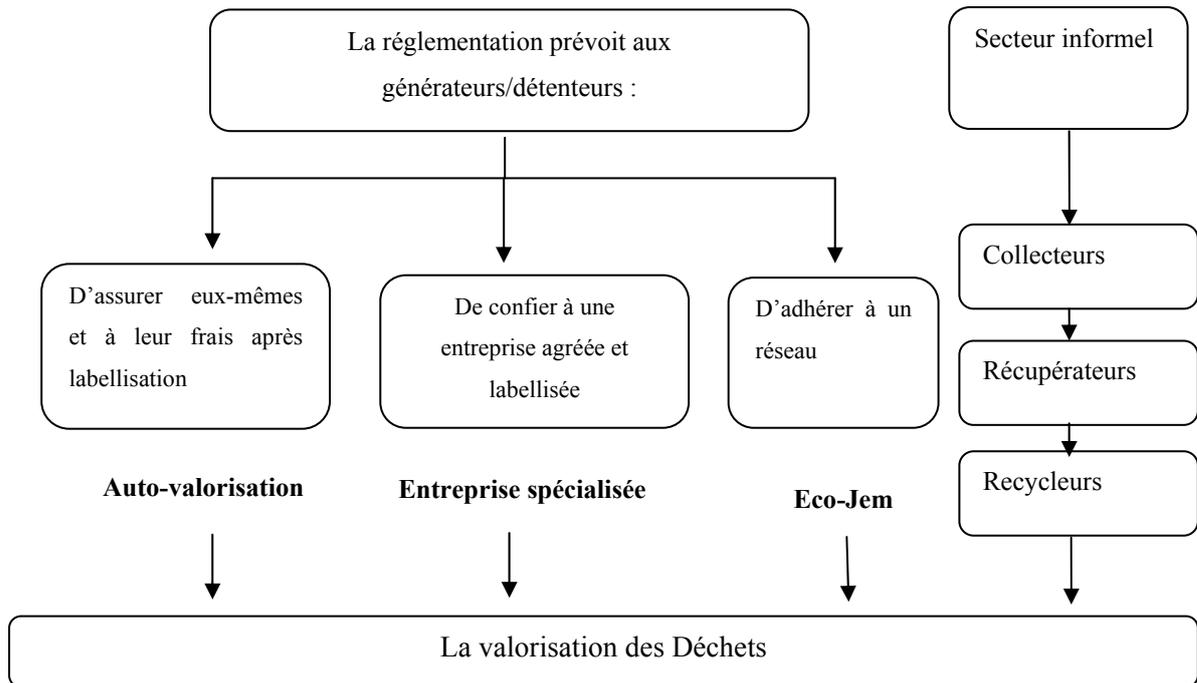
3.3.3.2. Dispositif Eco-Jem

Le packaging ou l'emballage est l'un des éléments importants du processus de la commercialisation des produits d'une entreprise. La nature et le type d'emballage se diversifient. La société algérienne a connu durant la dernière décennie une évolution dans les habitudes de consommation, générant ainsi des quantités importantes de déchets dont les emballages sont loin de constituer une partie négligeable. Face à cette situation, il n'existe aucun système de tri, de récupération et de recyclage. Le MATE a mis en place un système public de reprise et de valorisation des déchets d'emballage sous le label Eco-Jem qui découle du décret du 11 novembre 2002 relatif à la gestion des déchets d'emballages, et du décret du 19 juillet 2004 relatif à l'institutionnalisation du système national de reprise et de valorisation des déchets d'emballages. Il a pour objectif principal d'organiser le tri, la collecte et le traitement des déchets d'emballages via des contrats de service. Ses autres objectifs se déclinent en la réduction des quantités de déchets produits, la promotion des activités de traitement, l'économie des matières premières et la création de nouveaux emplois. Ce système est mis sous la responsabilité de l'AND. Il représente une des solutions préconisées pour la reprise des emballages en Algérie en parallèle avec les entreprises agréées et le choix de la reprise par le détenteur (*cf. figure 3*).

Le fonctionnement de ce système est basé sur une approche de réseau spécifique aux déchets selon la nature des emballages : plastique, verre, carton /papier, métal. Le financement de ce dispositif est assuré par un autofinancement et une contribution des adhérents. L'article 10 du décret de 2004 prévoit que l'Eco-Jem est financé par :

- des droits d'adhésion représentant la participation des adhérents à la mise en place des réseaux spécifiques Eco-Jem;
- des contributions des adhérents qui sont fixées en fonction des quantités de matériaux et des catégories d'emballages commercialisées sur le marché algérien.

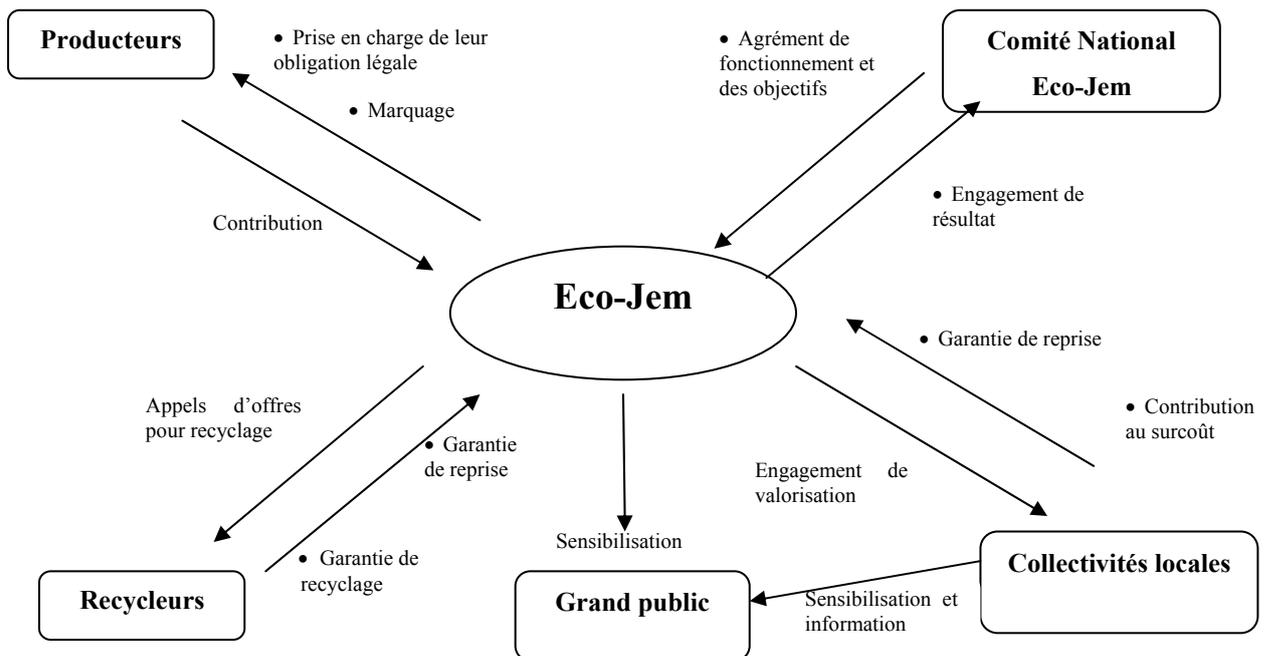
Figure 3 : Schéma récapitulatif de système de la valorisation des déchets en Algérie



Source : inspiration auteur à travers la réglementation

L'adhésion à Eco-Jem est ouverte aux producteurs, conditionneurs, distributeurs et importateurs activant dans le secteur d'emballage. Actuellement le système peut compter sur quelques entreprises productrices de boissons : Pepsi Cola, Ifri, Fruital, Coca Cola, NCA Rouiba, Hammoud Boualem, El Golea, Sidi El-Kebir et Fruidor.

Figure 4 : Place d'Eco-Jem dans la valorisation de déchets



4. Flux financier du service public des déchets en Algérie

Nous entendons par flux financier, tous les instruments économiques. Ils visent souvent à modifier le comportement environnemental des pollueurs en leur fournissant des incitations sous forme de signaux (taxes, subventions, etc.). Dans notre cas, les pollueurs sont les générateurs de DSM. Les instruments économiques englobent le financement par des taxes des différentes dépenses liées à la gestion du service public des déchets, ainsi que les incitations financières vis-à-vis des acteurs privés de traitement de déchets et une série de pénalités pour le non-respect des dispositifs mis en place.

4.1. Financement de la gestion de service des déchets

Afin d'améliorer les ressources financières des communes, l'Algérie a instauré une fiscalité environnementale qui constitue un instrument moderne et fiable d'une gestion saine et rationnelle des déchets municipaux. Les collectivités locales chargées de l'enlèvement et du traitement des déchets sont souveraines du choix du montant de la taxe environnementale relative aux déchets ménagers dans une fourchette fixée par le législateur. D'autres taxes sont proportionnelles à la quantité de polluant.

Nous distinguons deux niveaux de financement : en aval et en amont. Le premier niveau est fondé sur le financement par la fiscalité locale, qu'elle soit spécifique, liée aux services des déchets, ou non spécifique, basée sur le budget général. Le second niveau fait référence aux politiques de prévention notamment par des taxes sur les sachets en plastique ou par une série d'aides et de subventions.

4.1.1. Financement en aval

À ce niveau, les collectivités territoriales algériennes assurent le financement du service d'enlèvement des déchets urbains soit par le budget général des communes soit par la Taxe d'Enlèvement des Ordures ménagères [TEOM].

4.1.1.1. Budget général

En Algérie près de 100% de communes ont adopté le système de financement du service public d'élimination des déchets par le budget général. Les recettes du budget général des municipalités proviennent des taxes qu'elles perçoivent : taxe d'habitation, taxe professionnelle, taxe foncière sur les propriétés bâties et non bâties et la taxe d'assainissement (*Art.171 du Code des impôts*). La situation financière des communes algériennes est très hétérogène du fait qu'une grande disparité en matière de richesse est perceptible entre communes, notamment celles qui abritent les zones industrielles situées le long du littoral ou qui sont dans les grandes villes qui disposent d'infrastructures importantes. Chaque année plus de la moitié des communes enregistrent un déficit budgétaire. En revanche, la dotation de l'Etat à travers les différents programmes de développement est la principale source du budget communal. Elle consiste en :

- le transfert du budget d'équipement pour les investissements (déjà octroyé en partie dans le cadre de PROGDEM),
- les dotations de fonctionnement provenant du Fonds de l'environnement et de la dépollution [FEDEP] pour améliorer sensiblement la qualité de l'environnement,
- les dotations du fonds commun des collectivités locales [FCCL] qui relaieront celles du FEDEP, ce qui nécessite au préalable sa réorganisation et un accroissement de ses ressources.

4.1.1.2. Taxe d'enlèvement des ordures ménagères (TEOM)

Instituée en 1993, cette taxe annuelle, forfaitaire et locale, a été opérationnelle en 1994 et imposée sur toutes les propriétés bâties ([Loi de finances, 1993](#)). La TEOM est instituée dans les communes où existe un service d'enlèvement des ordures ménagères. Elle est perçue auprès des usagers du service. Avant 2002, elle était connectée au nombre d'habitants par commune : 375 DA pour ceux qui résident dans les communes de moins de 50 000 habitants et 500 DA dans les communes de plus de 50 000 habitants. En 2002, cette taxe a été sensiblement revalorisée par la loi de finances en fixant une fourchette obligeant les collectivités à ne pas dépasser un seuil maximum. Le montant de cette taxe applicable aux ménages est de 500 DA à 1 000 DA. Le montant est plus élevé pour les activités commerciales, campings et activités

similaires, grandes unités commerciales et industrielles (cf. tableau 13). Les montants sont fixés par arrêté du président d'APC, après autorisation du wali. Le produit de la TEOM doit être versé intégralement aux communes. En réalité, il couvre entre 20 % à 30 % du budget consacré à la gestion des déchets, ce qui laisse conclure que cette taxe est loin de répondre aux frais de gestion des déchets. Même avec sa revalorisation, son produit demeure toujours faible, pour plusieurs raisons :

- un faible recouvrement des impôts locaux : une grande partie des ménages ne paie pas ces taxes,
- une absence d'amélioration de la qualité de la vie des habitants (dégradation de l'état de l'environnement),
- l'existence d'une activité commerciale informelle (non déclarée) produisant des déchets, mais non concernée par cette taxe.

Tableau 13 : Évolution du montant de la TEOM

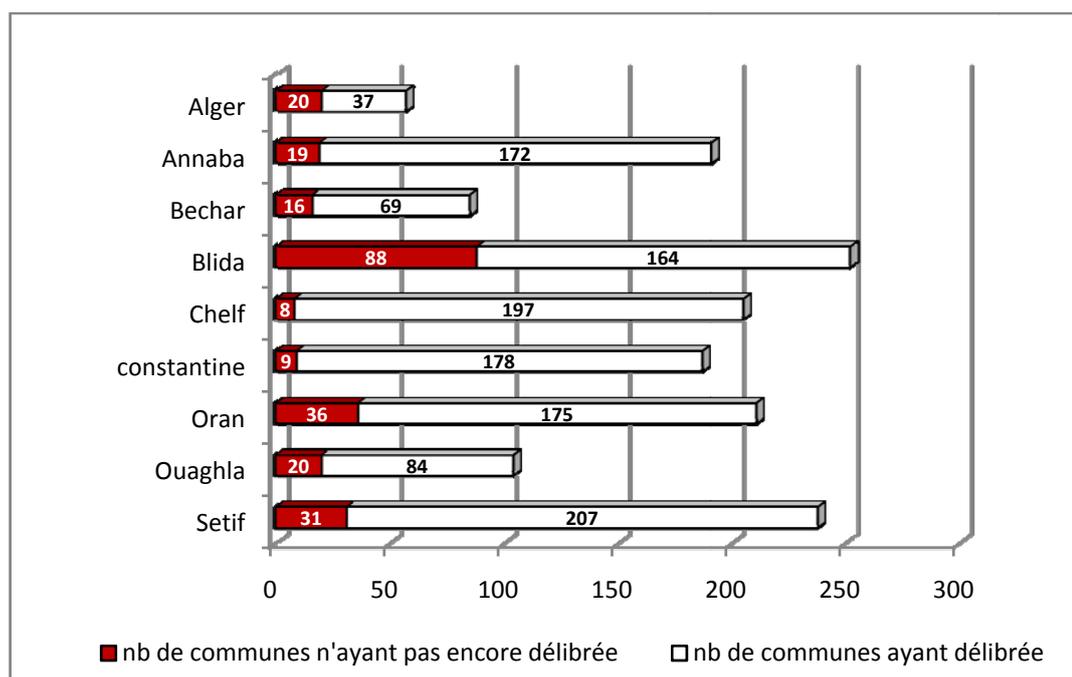
		Montant DA/AN		
		1994	2000	2002
Ménages	Communes – 50000	150	375	500 à 1 000
	Communes+50000	200	500	
Activités commerciales	Communes – 50000	400	1000	1000 à 10 000
	Communes+50000	500	1250	
Campings et activités similaires		-	2000 à 4000	5 000 à 20 000
Grandes unités commerciales et industrielles		1000 à 2000	2500 à 50 000	10 000 à 100 000

Sources : Code des impôts directs, Loi de finances 1994, 2000, 2002

Dans un rapport³⁸ établi par le bureau d'études Ernst & Young pour le compte du MATE sur le recouvrement des coûts de la gestion des déchets municipaux en Algérie, il est indiqué qu'à la fin de 2004, 247 communes n'avaient toujours pas délibéré pour fixer le montant de la TEOM sur un total de 1 541 communes.

³⁸ Ce rapport s'inscrit dans le cadre du programme d'assistance technique pour l'environnement méditerranéen « projet régional de gestion des déchets solides ».

Graphique 4 : Délibération de la TEOM dans les différentes directions d'impôt



Source : MATE, 2005a

Par ailleurs, le taux de recouvrement national de cette taxe s'élevait à 15%, soit 306 millions de DA en valeur absolue alors que l'autorité fiscale l'a prévu à plus de 2024 millions de DA, dont 952 millions de DA pour les ménages et 944 millions de DA pour les locaux commerciaux. Ce rapport met également en évidence de fortes disparités régionales, puisque les régions fiscales d'Alger, Oran et Constantine représentent à elles seules 63% des recettes nationales de la TEOM.

Tableau 14 : Taux de recouvrement de TEOM dans les DRI en 2004

Direction régionale d'impôt DRI	Montant perçu (milliers DA)	Montant prévu (milliers DA)	Taux de recouvrement
Alger	72 718	451 307	16%
Annaba	28 825	255 040	11%
Bechar	2 489	37 673	7%
Blida	23 614	299 882	8%
Chelf	19 091	162 529	12%
Constantine	68 768	294 208	23%
Oran	51 522	284 561	18%
Ouargla	1 858	81 366	2%
Sétif	37 326	157 785	24%
TOTAL	306 211	2 024 349	15%

Source : MATE, 2005a

À titre d'illustration, au 31 décembre 2007, dans la wilaya de Bejaïa qui compte 52 communes, le montant annuel de la TEOM pour les ménages varie entre 500 DA et 750 DA, pour les locaux à usage commercial, professionnel, artisanal il est de 1 000

DA à 7 500 DA. S'agissant de terrains aménagés pour campings et caravanes, le montant de la TEOM est fixé entre 5 000 à 20 000 DA, quant aux unités industrielles, elles doivent payer entre 10 000 et 20 000 DA. Le constat général est que le montant de recouvrement est en diminution constante en 2007 par rapport à 2006 (DEWB, 2007). Au niveau de la wilaya d'Alger, pour 35 communes sur les 57 qu'elle compte, la recette de la TEOM s'élève à 61 millions de DA pour une prévision de 100 millions de DA en 2003 et de 70 millions de DA en 2004 (MATE, 2005a). Dans le même contexte, le recouvrement de la TEOM dans la ville de Sidi-Bel-Abbès est de 2,5% contre 40% pour la taxe foncière. Cette contrainte a des répercussions directes sur le budget communal sachant que le montant de la TEOM est fixé à 500 DA/ménage/an. En effet, le faible taux de recouvrement des impôts locaux est dû en grande partie au manque de personnels qualifiés dans les municipalités.³⁹

En 2003, le gouvernement algérien a mis en place un dispositif de tri sélectif. Ce dispositif prévoit que 15% du montant de la TEOM sera reversé aux ménages qui remettront leurs déchets recyclables au niveau des installations prévues. Afin de rembourser les communes de cette perte, l'État doit verser progressivement une partie de la fiscalité environnementale prévue dans les lois de finances des années 2002 et 2003 conformément aux taux suivants : 10% de la taxe d'incitation au déstockage des déchets liés aux activités de soins, 10% de la taxe d'incitation au déstockage des déchets industriels spéciaux, 10% de la taxe complémentaire sur la pollution atmosphérique d'origine industrielle et 30% de la taxe complémentaire sur les eaux usées industrielles.

4.1.2. Financement en amont

Il est basé sur une série de taxes environnementales non liées aux déchets ménagers, permettant aux communes de disposer de ressources supplémentaires pour la prise en charge des problèmes environnementaux. Ces taxes ont un caractère incitatif à la dépollution. Par ailleurs, les amendes représentent une autre source de financement.

³⁹ Enquête quotidien El-Khabar en langue arabe du 03 juillet 2008, N° 5363, page 12.

4.1.2.1. Fiscalité environnementale

La loi de finances de 2002 a instauré toute une série de taxes liées à l'environnement. Ces taxes se caractérisent par leur caractère incitatif à la dépollution. Il s'agit de :

- A.** La taxe d'incitation au déstockage des déchets des activités de soins [**TIDDAS**]: créée en 2002 par la loi de finances, elle vise les activités de soins des hôpitaux et cliniques qui doivent s'acquitter d'un montant de 24 000 DA/tonne. Son objectif est d'inciter les établissements hospitaliers à diminuer à la source la production de déchets infectieux et autres déchets contaminés chimiquement.
- B.** La taxe d'incitation au déstockage des déchets industriels spéciaux [**TIDDIS**] : instaurée par la loi de finances 2002 à raison de 10 500 DA/tonne. Ce montant est proche du coût de traitement et devrait avoir un effet positif. Les entreprises ont bénéficié d'un moratoire de trois ans pour réaliser des installations d'élimination. En 2008, plusieurs entreprises n'ont pas encore atteint cet objectif.
- C.** La taxe relative aux activités polluantes ou dangereuses pour l'environnement [**TAPD**] a permis la revalorisation des montants de cette taxe à travers la loi de finances pour l'année 2000. Elle fixe trois niveaux de taxe selon la nature des activités et un coefficient multiplicateur entre 1 et 6, soit 9 000 DA pour les installations classées dont l'activité est soumise à déclaration, 20 000 DA pour les installations classées dont l'activité est soumise à autorisation du président d'APC et 120 000 DA pour les installations classées dont l'activité est soumise à autorisation du ministre chargé de l'Environnement. À partir de 2002, le coefficient multiplicateur a été modifié, il varie entre 1 et 10 en fonction de la nature, du type, de l'importance de ces activités et de la quantité de rejets générés. L'objectif de ces coefficients est de permettre de passer d'une taxe forfaitaire à une taxe juste tenant compte des caractéristiques de chaque entreprise dans le domaine de l'environnement. Ce qui est nouveau, c'est l'application, pour la première fois du principe du pollueur payeur sur la quantité des polluants générés.

- D.** La taxe sur la pollution atmosphérique d'origine industrielle [**TPAOI**] : La loi de finances 2002 a également institué cette taxe quand les quantités émises dépassent les valeurs limites admises. Elle est calculée en référence au taux de base de la TAPD, frappé d'un coefficient multiplicateur variant de 1 à 5 devant refléter le taux de dépassement des valeurs limites.
- E.** La taxe sur les eaux usées industrielles [**TEUI**] a été instituée de manière similaire, par la loi de finances de 2003, elle est calculée selon les mêmes principes que la taxe complémentaire sur la pollution atmosphérique d'origine industrielle.
- F.** La taxe sur les carburants dont le tarif a été fixé à un DA par litre d'essence, «normal » et « super » avec plomb à partir de l'année 2002.
- G.** La taxe sur le sachet en plastique adopté en 2004 dans le cadre de la loi de finances, cette taxe est applicable à tout producteur ou importateur à concurrence de 10,5 DA/kg de sac en plastique importé ou produit localement.

En effet, 10% des montants de chaque taxe sont reversés aux communes via le FEDEP.

4.1.2.2. Amendes

L'autre instrument économique permettant de financer le service de la gestion de déchets est constitué par les amendes liées au non-respect de la réglementation en vigueur en matière environnementale. Ces amendes sont applicables sur l'ensemble des infractions en rapport avec les déchets. Elles varient selon le type et l'auteur de l'infraction qui peut être une personne physique (ménages) ou une personne morale (entreprises à caractère industriel, commercial ou artisanal). En plus des amendes, il est possible d'aller jusqu'à l'emprisonnement en cas d'une infraction jugée dangereuse. Le tableau 15 montre les différents types d'infraction ainsi que les amendes correspondantes à chacune d'elles.

Tableau 15 : Amendes applicables dans le domaine de l'environnement

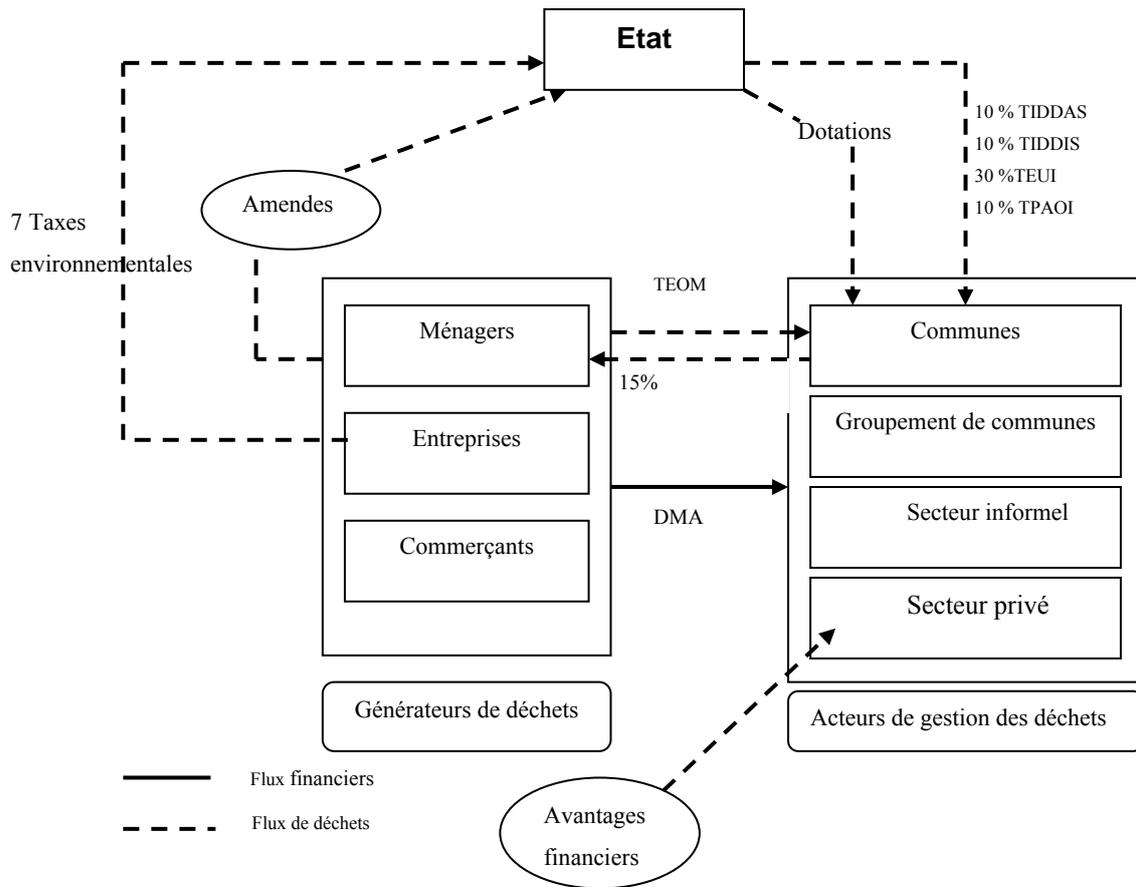
Infraction	Amende	
<ul style="list-style-type: none"> - Jeter et abandonner des déchets, - Refus d'utiliser un système de collecte de tri... 	-Personne physique	500 à 5 000 DA
	-P. physique industrielle, commerciale, artisanale	10000 à 50 000 DA
<ul style="list-style-type: none"> - Jeter ou abandonner des déchets inertes sur tout site non désigné. 	10 000 à 50 000 DA	
<ul style="list-style-type: none"> - Utilisation de produits recyclés susceptibles de créer des risques pour les personnes. 	100 000 à 200 000 DA	
<ul style="list-style-type: none"> - Réutilisation d'emballages de produits chimiques pour contenir directement des produits alimentaires. 	Emprisonnement 2 mois à 1 an, + 200 000 à 400 000 DA ou l'un des deux	
<ul style="list-style-type: none"> - Le mélange des déchets spéciaux dangereux. 	Emprisonnement 3 mois à 2 an, + 300 000 à 500 000 DA ou l'un des deux	
<ul style="list-style-type: none"> - Remettre des déchets spéciaux dangereux en vue de leur traitement à une personne exploitant une installation (art 62) 	Emprisonnement 6 mois à 2 an, + 400 000 à 800 000 DA ou l'un des deux	
<ul style="list-style-type: none"> - Exploitation d'une installation de traitement des déchets sans se conformer aux dispositions prévues par loi. 	Emprisonnement 8 mois à 3 an, + 500 000 à 900 000 DA ou l'un des deux	
<ul style="list-style-type: none"> - Jeter, enfouir, abandonner des déchets spéciaux dangereux dans des lieux non réservés à cet effet. 	Emprisonnement 1 an à 3 an, + 600 000 à 900 000 DA ou l'un des deux	
<ul style="list-style-type: none"> - Ne pas réhabiliter un site fermé, - Ne pas surveiller un site. 	Emprisonnement 6 mois à 18 mois, + 700 000 à 900 000 DA ou l'un des deux	

En cas de récidive : doublement

Source : Loi 2001

Le schéma suivant résume les principales sources de financement de service de la collecte, d'élimination et de recyclage de déchets. Il présente les différents producteurs des déchets municipaux en Algérie.

Figure 5 : Flux financiers de la gestion de déchets municipaux en Algérie



Source : Auteur selon la réglementation

4.2. Incitations économiques

En plus des différentes taxes, des incitations économiques sont prises par le gouvernement dans le domaine de la gestion et la valorisation des déchets. Ils ont pour but d'attirer des investissements. Ces incitations prennent plusieurs formes : exonérations fiscales, réductions des taxes, réduction des droits de douane sur l'importation des équipements et la possibilité d'accès à des prêts bancaires.

4.2.1. Exonérations fiscales et réductions des taxes

Ce mécanisme d'incitation s'inscrit dans une logique globale d'aide à la création d'emplois et aux investissements, il n'est pas spécifique au service des déchets. Le

dispositif de l'ANSEJ⁴⁰ prévoyait des avantages fiscaux et parafiscaux pour une durée de 3 à 6 ans selon les zones concernées. Ces avantages se résument dans :

- La franchise de la TVA pour l'acquisition de biens d'équipements spéciaux destinés à la réalisation de projet,
- L'exemption du droit de mutation à titre onéreux au taux de 4% pour les acquisitions immobilières,
- L'exemption de tous droits d'enregistrement des actes de constitution de sociétés,
- L'exonération de la taxe foncière pour une durée de 3 ans à compter la date d'achèvement de la construction et de 6 ans dans les zones à promouvoir,
- L'exonération de la taxe sur l'activité professionnelle [TAP], impôt sur le bénéfice des sociétés [IBS], versement forfaitaire [VF] et l'impôt sur le revenu global [IRG].
- L'application d'un taux réduit de cotisation patronale de 7% au titre des rémunérations versées aux salariés de la micro-entreprise.

4.2.2. Réduction des droits de douane et accès au prêt

Dans le cadre de l'ANSEJ, les investisseurs bénéficient d'avantages financiers :

- Prêt non rémunéré.
- Bonification des taux d'intérêt bancaires.
- Application du taux réduit de 5% en matière des droits de douane pour les biens d'équipements importés entrant directement dans la réalisation du projet.
- Bonification des taux d'intérêt bancaire à 50 % en zones normales et 75 % en zones spécifiques. Ces taux passent à 75 % en zones normales et 90 % en zones spécifiques quand l'activité relève du secteur de l'agriculture, de l'hydraulique ou de la pêche.

En 2004, un autre dispositif a été créé par le gouvernement sous la dénomination du microcrédit. Ce dispositif est basé sur la notion d'aides financières et fiscales sous la forme :

⁴⁰ L'Agence nationale de soutien à l'emploi des jeunes opérationnel depuis 1997.

- D'un prêt non rémunéré lorsque le coût du projet est supérieur à 100 000 DA, destiné à compléter le niveau de l'apport personnel requis pour être éligible au crédit bancaire;
- D'une bonification des taux d'intérêt des crédits bancaires;
- D'un prêt non rémunéré au titre de l'acquisition de matières premières dont le montant est inférieur à 30 000 DA.

4.3. Coût de la gestion des déchets municipaux en Algérie

Pour planifier des systèmes de gestion des déchets municipaux efficaces, la connaissance des dépenses relatives à la collecte et à l'élimination des déchets est nécessaire. Ce coût est lié à différents éléments tels que la fréquence de collecte, la quantité des déchets, l'emplacement et la nature de site d'élimination. Cependant, le coût de service des déchets en Algérie est très hétérogène d'une région à une autre, et même d'une commune à une autre. Cette disparité des dépenses est liée en grande partie aux moyens humains et matériels de ces communes.

Le rapport de la Banque mondiale, qui s'inscrit dans le cadre du programme METAP publié en 2004, estime le coût unitaire d'élimination d'une tonne de déchets ménagers entre 1 050 DA et 2 000 DA. Ce coût reste inférieur au coût moyen reflétant une bonne gestion des déchets municipaux qui est estimé à 4 000 DA par tonne (*cf. tableau 16*). Le coût de la mise en décharge non contrôlée est estimé entre 800 DA à 1000 DA.

Tableau 16: Coût de gestion des déchets municipaux

Ville	Coût unitaire / t
Ghardaïa	1050 DA
Skikda	1150 DA
Oran	1100 DA
Tlemcen	1500 DA
Alger	2000 DA
Coût d'une gestion adéquate des déchets municipaux	4000 DA = 40 €

Source MATE, 2004

En effet, ce coût d'élimination a tendance à augmenter avec l'adoption de la nouvelle politique des déchets et son estimation devient importante. À ce titre, une

étude⁴¹ a été réalisée par le bureau d'études allemand **GTZ** sur le coût du service des déchets dans la ville de Blida, une commune pilote pour l'application de la nouvelle politique. Les résultats montrent un coût de collecte de 2 469 DA/tonne, soit 35,85 DA/mois/habitant tandis que le coût de collecte avec balayage est de 3 229 DA/tonne, soit 46,88 DA/mois/habitant. Le ratio par ménage est de 281,32 DA/mois. En revanche, la recette de la TEOM est de 41,66 DA/mois, sur la base de 500 DA/an. L'accroissement de ce coût est lié à l'acquisition des bacs de collecte et d'autres équipements.

La politique des déchets mise en œuvre par les autorités vise l'enfouissement comme mode d'élimination des DSM ce qui engendrera des surcoûts. Dans ce contexte, le coût à la tonne dans le cas de futur CET de Soumaa (*Wilaya de Blida*) reviendra à 1 741 DA dans le cas d'un groupement de communes et à 2 200 DA si le CET est réservé à la commune de Blida uniquement. En ajoutant le coût de la collecte à celui de l'enfouissement, le coût de revient de la gestion des déchets sera de 4 210 DA/tonne dans le cas d'un CET collectif. Ce coût peut être révisé à la hausse en fonction du type de CET adopté.

En effet, dans l'étude effectuée en 2005 par le consultant Ernst & Young pour le compte du MATE, il est indiqué que selon deux scénarios possibles, le coût d'exploitation d'un CET variera selon la taille du CET et l'application des exigences environnementales minimales. Ce coût s'élèverait à 1 070 DA/tonne durant la première année d'exploitation dans le scénario 2 et à 430 DA/tonne dans le scénario minimaliste. Ce coût aura tendance à augmenter par la suite en raison du renouvellement des équipements et d'une éventuelle hausse des salaires.

Tableau 17 : Coût d'exploitation d'un CET

	Scénario 1 (DA/t)	Scénario 2 (DA/t)
Dépenses de fonctionnement		
Charges salariales	55	80
Achats, consommables et services	25	40
Dépenses d'investissement		
Dotations aux amortissements	350	950
Total	430	1070

Source : Rapport MATE, 2005

⁴¹Eco Mitidja, avril-mai n° 12 (dossier spécial).

Ainsi, dans tous les cas, les communes doivent supporter des coûts supplémentaires pour éliminer leurs déchets au lieu de les mettre en décharge sauvage. Cependant, le coût moyen de la gestion d'une tonne augmentera selon l'hypothèse choisie par les autorités. Il est d'une moyenne de 4 159 DA dans le cas d'un groupement de communes ou de création d'un EPIC qui prend en charge la totalité du système de collecte et de traitement des DMA. Dans le cas d'un CET de classe II qui répond aux exigences environnementales en matière d'exploitation, notamment le traitement de lixiviats et de biogaz, ce coût passera de 2 418 DA /tonne à 3 488DA /tonne et à 2 848 DA/tonne dans le cas minimaliste.

La mise en place d'un système de tri sélectif a une double dimension sur le coût de la gestion globale des déchets. Il influence positivement le coût car il sollicite la disponibilité des moyens de tri soit en amont tel que les bacs de tri ou en aval comme la chaîne de tri. Autrement dit, le système de tri sélectif nécessite des frais d'investissement et d'exploitation, ce qui va augmenter le coût global de la gestion des déchets. Et il influence négativement le coût et cela en réduisant la quantité de déchets collectés, donc en minimisant la fréquence de la collecte et en augmentant la durée de vie des équipements.

Tableau 18 : Estimation du coût de la gestion des déchets en Algérie

L'opération		Coût en DA/t	Référence
Mise en décharge non contrôlée	(1)	800 à 1 000	MATE, METAP, 2004
Gestion des déchets (actuelle)	(2)	1 050 à 2 000	MATE, METAP, 2004
Collecte (nouvelle politique)	(3)	2 469	GTZ, 2007
Coût de la collecte + balayage	(4)	3 229	GTZ, 2007
Enfouissement CET (groupement)	(5)	1 741	MATE, 2005
Enfouissement CET (1 commune)	(6)	2 200	MATE, 2005
Enfouissement+traitement lixiviats	(7)	1 070	
Coût total	(3) + (7)	3 539	
Coût total	(4) + (7)	4 299	
Coût total	(3) + (5)	4 210	
Coût total	(4) + (5)	4 970	

4.4. Coût de la dégradation de l'environnement

Dans le cadre de la mise en œuvre de la politique environnementale, la dépense nationale consacrée aux déchets s'est élevée à 22 milliards de dinars dans le cadre de

PROGDEM, et elle est mobilisée à travers les différents mécanismes **FSDRS**⁴², **FSRE**⁴³, **FSD**⁴⁴, **FEDEP**⁴⁵, (MATE, 2005). La dépense de gestion des déchets est assurée par les communes et les groupements de communes. Sensée être financée par les ménages et les entreprises, une grande partie de cette dépense est en fait supportée par l'État, notamment, à travers le financement des infrastructures et équipements destinés à la gestion des déchets. Le Programme de la relance économique 2001-2004 et le Fonds commun des collectivités locales [FCCL] constituent deux sources de financement importantes.

Tableau 19 : Dépenses de protection de l'environnement en pourcentage du PIB

Domaines	1980-1989	1990-2000
	% PIB annuel	% PIB annuel
Assainissement, épuration (eau)	0,58	0,34
Restauration des sols, reforestation, steppes	0,37	0,14
Équipements antipollution (industrie, énergie)	0,04	0,15
Déchets	0,06	0,08
Santé	0,05	0,05
Fonctionnement des agences	0,08	0,08
Total	1,18	0,84

Source : MATE 2002

Entre 1980 et 1989, les dépenses de protection de l'environnement ont représenté 1,18 % du PIB annuel, dont 0,06 % pour les déchets. Pour la décennie 1990-2000, ces dépenses ont baissé à 0,84 % du PIB annuel, dont 0,08 % réservés aux déchets (*cf. tableau 19*). Le coût de la dégradation de l'environnement a été estimé en 2000 à 3,5 milliards USD, soit 7 % du PIB. Ce coût a enregistré une baisse en 2007 pour un montant de plus de 2,6 milliards USD, ce qui représente 5,2 % du PIB (MATE, 2008b).

Une étude, effectuée en 2005 par la Banque mondiale dans le cadre du programme de l'assistance technique de l'environnement méditerranéen (Metap), estime la dégradation de l'environnement en Algérie à 3,6 % du PIB, soit 1,7 milliard USD (soit 97 milliards DA). L'impact de cette dégradation sur la santé et la qualité de

⁴² Fonds Spécial de Développement des Régions du Sud.

⁴³ Fonds Spécial de la relance économique.

⁴⁴ Fonds social de développement.

⁴⁵ Fonds de l'Environnement et de Dépollution.

vie était en 2002 de 1,98 % du PIB, dont 0,19 % par les déchets (salubrité, pollution). Ces dommages liés aux déchets ont été évalués en fonction des pertes d'aménités causées par la collecte lacunaire des déchets et le non-traitement des déchets spéciaux. L'impact sur le cadre de vie (en termes de pertes d'aménités) a été estimé à partir du consentement à payer des habitants (sur la base du tarif relevé de 500DA par ménage pour la collecte des déchets). Les déchets spéciaux et les déchets des activités de soins ont été quant à eux saisis en valeur basse en recourant aux coûts de remplacement. La perte économique liée à la dégradation de l'environnement est de 2% du PIB, dont 0,13 % de potentiel de recyclage perdu, ce qui représente 20 % de ces quantités qui pourraient être récupérées (près de 100 000 tonnes de métaux, 385 000 tonnes de papier, 50 000 tonnes de verre et 130 000 tonnes de plastiques) (METAP, 2005).

À titre de comparaison, [Raghbendra et Whalley \(1999\)](#) indiquent qu'une mauvaise gestion de déchets solides propage des maladies infectieuses, des maladies hydriques. Par conséquent, les pertes de productivité en Chine dues à ces externalités ont été chiffrées en 1990 à 13,9 Mds USD par an, soit 3,08 % du PIB. En Inde, les coûts environnementaux sont de 13,8 Mds USD en 1992, soit 6 % du PIB.

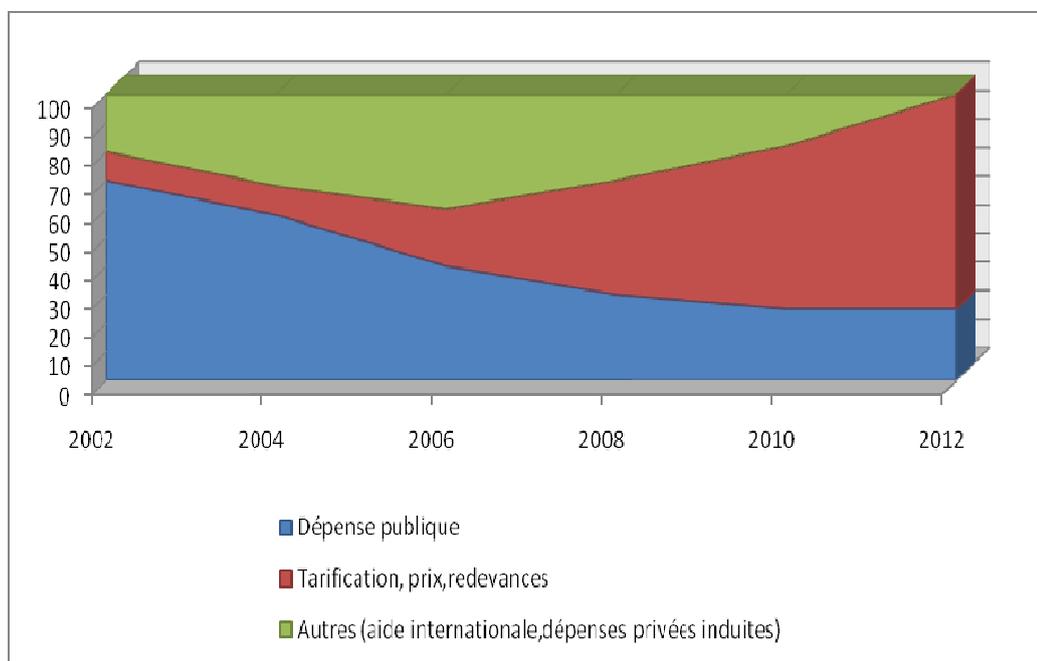
En 2005, le budget annuel de la gestion des déchets ménagers, dans une zone pilote composée de quatre communes côtières d'une population totale de 270 000 habitants, représente 96 400 000 DA/an. La dépense par personne liée à la gestion des déchets est estimée à 357 DA (METAP, 2005). En supposant que la dépense moyenne est la même dans l'ensemble des communes, et avec une population globale de 34 459 729 habitants en 2008, la dépense nationale destinée à la gestion des déchets est estimée à 12Mds DA [environ 123 millions €].

Le plan de financement est basé sur trois types de ressources : les dépenses publiques, la fiscalité écologique et les aides internationales. Le gouvernement prend en charge une grande partie du financement destiné à l'amélioration de la qualité de l'environnement dans une première étape, dans la seconde, la fiscalité environnementale joue un rôle important. L'aide internationale est une ressource complémentaire à la dépense publique ; elle provient des banques (Banque Mondiale, Banque Européenne d'Investissement, Banque Islamique de Développement, etc.),

des donateurs bilatéraux et internationaux (METAP, MEDA, etc.), et des accords multilatéraux ou régionaux de l'environnement. (cf. Graphique 5).

Le gouvernement algérien a adopté plusieurs mécanismes de financement à travers le Fonds de l'Environnement et de la Dépollution [FEDEP], qui est alimenté par 50 % de la taxe sur les carburants, 75% de la taxe sur les activités polluantes, 75% de la Taxe d'incitation au déstockage et 75% de la taxe des déchets de soins, et le Fonds Spécial de Développement des Régions du Sud [FSDRS] qui vise à améliorer le cadre de vie des populations de ces régions.

Graphique 5 : Schéma cumulatif suggérant le financement des actions dans le temps



Source : MATE 2002

Le tableau 20 représente la structure des dépenses d'investissement (109 millions USD), afin d'assurer une gestion rationnelle des déchets solides ménagers et des déchets spéciaux auxquels s'ajoutent 4,5 millions USD de dépenses liées à l'accompagnement institutionnel.

Tableau 20 : Dépenses d'investissement dans le domaine de la gestion des déchets

Objectif stratégique	Montant M \$
Éradiquer les décharges sauvages et introduire la pratique de la décharge contrôlée dans 21 villes	70,5
Renforcer l'Agence Nationale des Déchets	1
Appuyer l'introduction de décharges contrôlées dans 19 villes et agglomérations du Sud algérien	7
Mettre en œuvre les conclusions de l'étude nationale stratégique de gestion des déchets urbains	1,25
Opérations pilotes de collecte et de recyclage de déchets d'emballage	2
Généraliser le programme de formation à l'intention des communes et autres acteurs	0,5
Réaliser un centre d'enfouissement technique des déchets spéciaux	10,5
Élaborer une étude relative à la réutilisation des déchets huileux et autres déchets en cimenteries	0,25
Collecter les huiles usagées	12
Élaborer une étude relative à la gestion des déchets liés aux activités de soins et renforcer les capacités à cet effet	0,4
Conditionner les boues de raffinerie	2,5
Expérimenter le pilotage de gestion de déchets lié aux activités de soins de santé	1
Total	108,9

Source : MATE, 2002

5. Principes de la gestion de déchets en Algérie

Nous présentons les principes de la gestion des déchets municipaux en Algérie à travers sa nouvelle politique environnementale représentée en matière de déchets par le PROGDEM. Ce programme est fondé sur un ensemble d'actions et des mécanismes environnementaux. En plus de ces actions et ces mécanismes, les grands principes universels le principe de précaution, le principe de prévention, le principe de responsabilité élargie des producteurs et le principe du pollueur-payeur ont été adoptés.

5.1. Précaution / Prévention

L'article 3 de la loi sur l'environnement définit le principe de précaution, *selon lequel l'absence de certitudes, compte tenu des connaissances scientifiques et techniques du moment, ne doit pas retarder l'adoption de mesures effectives et proportionnées visant à prévenir un risque de dommages graves à l'environnement à un coût économiquement acceptable.*

Le principe de précaution est un principe international utilisé dans le domaine de l'environnement et de la santé publique. C'est l'un des principes adopté par la déclaration de Rio en 1992, et dans le droit de plusieurs pays. L'Algérie a adopté le protocole de Cartagena le 25 mai 2000, ainsi qu'un moratoire sur les **OGM**, dans lequel le principe de précaution a été intégré. Il en est de même dans le **PNUE** qui prévoit la mise en œuvre des cadres nationaux de biosécurité pour l'Afrique. La loi n° 83-03 février 1983 relative à la protection de l'environnement, prévoit ce principe, dans la matière des substances chimiques, article 106, des installations à risque, les déchets.

L'Algérie a connu le principe de précaution dans d'autres domaines, et notamment, dans le domaine des catastrophes naturelles ou industrielles, suite au séisme du 10 octobre 1980 à Chlef, pour mettre en place une organisation de la prévention et de la prise en charge de ces catastrophes. Dès 1985, le gouvernement algérien a mis en place une stratégie qui vise à limiter les risques naturels et industriels dénommée « Plan National de Prévention des Catastrophes et d'Organisation des Interventions et Secours ». En décembre 2004, une nouvelle loi a été adoptée dans le cadre de la mise en œuvre de la politique nationale du développement durable. Elle définit les règles générales de prévention et de gestion des risques majeurs, dont le principe de précaution.

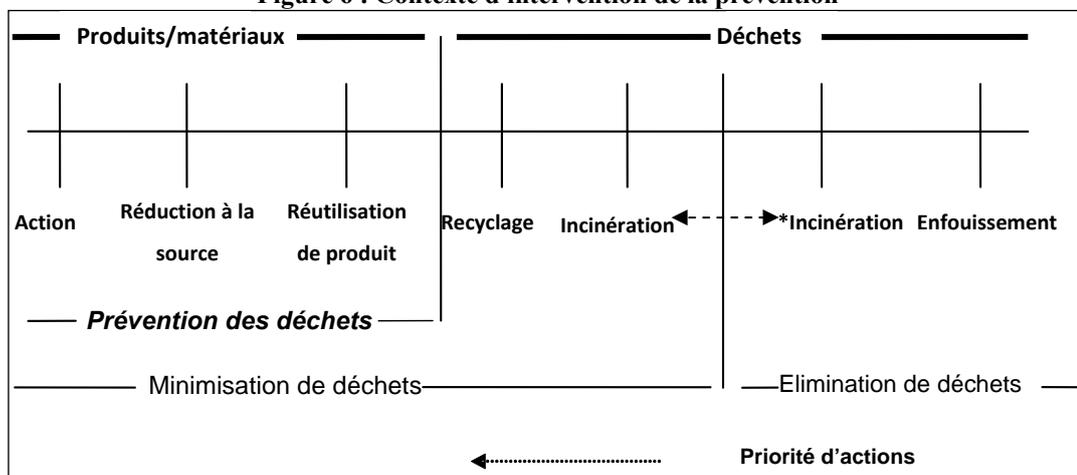
Le principe de **précaution** est « un principe de prudence qui signifie que, dans le doute, mieux vaut ne pas courir le risque, notamment, s'il s'agit de risques majeurs, graves et irréversibles, pour la santé ou l'environnement » (Bertolini, 2005). Ce principe n'est pas très développé dans le domaine des déchets, nous pouvons lui

rattacher tous les efforts qui visent à réduire les impacts environnementaux et sanitaires des opérations de collecte et de traitement des déchets.

Le même article (3) de la loi sur la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable donne une définition de principe d'action préventive et de correction, par priorité à la source, des atteintes à l'environnement, en utilisant les meilleures techniques disponibles, à un coût économiquement acceptable et qui impose à toute personne dont les activités sont susceptibles d'avoir un préjudice important sur l'environnement, avant d'agir, de prendre en considération les intérêts d'autrui.

La **prévention** doit être un outil pour éviter tout risque de pollution et de catastrophe naturelle. Les études d'impact sur l'environnement sont exigées pour tout projet d'investissement et de développement. La prévention est la première étape préférée dans la politique de gestion de déchets. Le schéma suivant présente le contexte d'intervention de ce principe. Les activités de prévention portent sur les étapes en *amont* du cycle de vie du produit avant l'étape de traitement de déchets. Au niveau des déchets ménagers, la prévention permet la réduction des flux de déchets, nous parlons alors de flux évités ou flux détournés. Il existe deux types de prévention, quantitative (réduction du volume), et qualitative (réduction de la nocivité des déchets produits). La prévention vise à améliorer le comportement des individus, des collectivités et des entreprises au niveau de leurs productions (écoconception) ou de leurs consommations (achat...). La prévention peut prendre l'image de mise à niveau de la certification ISO 14001.

Figure 6 : Contexte d'intervention de la prévention



Source : OCDE 2000

La prévention des déchets intervient non seulement sur le taux de production des déchets, mais également sur, le niveau global de la production de déchets, les risques intrinsèques aux matériaux, les risques et les impacts liés à la mobilisation et l'utilisation des matériaux. Les grands volets d'une politique préventive sont : les technologies propres, les écolabels, l'écoconception, la suppression d'emballage et la réutilisation.

5.2. Sensibilisation, formation

Le principe de la sensibilisation et de la formation environnementale où l'éducation à l'environnement en Algérie était l'une des priorités du ministère chargé de l'environnement à travers le PROGDEM. Il vise essentiellement trois catégories différentes : le planificateur, le producteur et enfin le consommateur.

Par planificateur, ce sont toutes les personnes impliquées dans la mise en œuvre et le contrôle de la gestion des déchets au niveau de leurs territoires tels que les élus locaux, la police de l'environnement, les inspecteurs de l'environnement ainsi que les personnes chargées de veiller sur l'application de cette politique sur le terrain. Entre 2001 et 2004, plus de 3000 personnes de 200 communes ont bénéficié d'une formation qui se base sur les axes suivants :

- la gestion des futures CET,
- l'application des normes environnementales,
- la maîtrise des coûts...

La sensibilisation en amont a pour objectif d'être destinée aux producteurs (entreprises, PME/PMI) qui produisent des produits contenant des emballages, et aux entreprises récupérateurs et recycleurs des différents matériaux issus de déchets. Cette procédure d'information consiste à inciter ces entreprises d'adopter un comportement d'écoconception dans leurs processus de fabrication et d'intégrer le dispositif d'Eco-Jem. Quant aux consommateurs, ils sont au cœur du système d'information et de sensibilité en matière de la gestion des déchets. L'objectif est d'apporter aux individus des principes de développement durable et de préservation de l'environnement en adoptant, par exemple, la réduction à la source de leurs déchets, d'effectuer le tri sélectif, de consommer des produits moins denses en déchets.

Le MATE a procédé à partir de l'année scolaire 2002-2003 à l'intégration au milieu scolaire la dimension environnementale dont une opération pilote a été lancée au niveau de 153 établissements dans 7 wilayas. Il a introduit des outils pédagogiques (manuels, livres, guides, chartes en matière environnementale). Cette procédure a été généralisée à l'ensemble des établissements scolaires à travers le territoire national durant les années 2004-2006. En outre, plusieurs associations environnementales mènent des campagnes de sensibilisation au sein des populations afin de les inciter au tri sélectif, à la réduction à la source... etc. Au mois de mars 2008, le ministère a cherché à renforcer le principe de l'éducation à l'environnement via **le plan marketing environnement 2008** qui a pour but de mettre en place une politique permanente de communication entre les différents acteurs impliqués afin d'améliorer le cadre de vie des citoyens. À titre illustratif, les prêches du vendredi 9 mars 2008 ont été consacrés, à travers les 15 000 mosquées d'Algérie, à la thématique de la protection de l'environnement (Cherfi, 2008). Selon une liste publiée par le MATE en 2007, plus de 351 associations activent dans le domaine de l'environnement au niveau national. Une grande partie de ces associations ont comme objectif la sensibilisation des populations en matière du tri sélectif et au concept écocitoyen.

5.3. Principe pollueur payeur

Le principe du pollueur payeur (**PPP**) a été introduit dans la loi de 2003 relative à la protection de l'environnement. L'article 3 donne la définition suivante : « *selon lequel toute personne dont les activités causent ou sont susceptibles de causer des dommages à l'environnement assume les frais de toutes les mesures de prévention de la pollution, de réduction de la pollution ou de remise en état des lieux et de leur environnement;...* ». Ce principe implique que les coûts de la prévention, de la réduction à la source, du recyclage des déchets sont assumés par le pollueur, c'est-à-dire, le producteur des déchets supporte les frais de la réduction de la pollution. Ces coûts englobent les frais de la collecte, du transport et de l'élimination de leurs déchets par les collectivités. Généralement, le PPP prend la forme d'une taxe connectée aux quantités des déchets produits par les entreprises.

Nous retrouvons le PPP dans plusieurs cas : à titre d'illustration dans la taxe sur les activités polluantes et dangereuses TAPD. Cette taxe dépend de la catégorie d'activité (A_i) et d'un multiplicateur (α_i), la formule qui représente cette taxe peut être écrite de la façon suivante :

$$TAPD = A_i * \alpha_{n,t,p,q}$$

Où (A_i) est le montant de base de la taxe selon la catégorie de l'activité, il est de 9 000 DA, de 20 000 DA et de 120 000 DA. Le multiplicateur $\alpha_{n,t,p,q} = 1$ à 10, dont (n) est la nature de l'activité, (t) est le type de l'activité, (p) est l'importance de l'activité et (q) est la quantité des déchets rejetés. Par exemple, chaque fois que (q) augmente, α augmente, et prend un chiffre plus élevé si l'activité est jugée de type dangereuse. Elle est soumise à une autorisation de ministère de l'Environnement.

Ce principe est appliqué également pour les déchets de consommation, tels que les déchets ménagers, mais la TEOM est une taxe forfaitaire, elle est déconnectée de la quantité des déchets produite. Il n'y a pas de lien direct entre le niveau de paiement et la production individuelle de déchets des ménages. La taxe forfaitaire reste très majoritaire, elle est appliquée dans plusieurs pays. [Glachant \(2005\)](#) définit trois points essentiels afin qu'une politique de déchets soit efficace : pour que la taxe en aval (TEOM) ait un effet positif sur la quantité des déchets elle doit être complétée par une taxe en amont sur les produits, la TEOM se caractérise par l'absence totale d'incitation à la prévention et à la réduction à la source. Le versement de la taxe amont doit être intégralement reversé aux communes pour assurer le financement de service public local des déchets. Le montant de cette taxe doit être à un taux élevé pour compenser le déficit d'incitation en aval.

5.4. Responsabilité élargie des producteurs

La responsabilité élargie du producteur est une politique nouvelle de la prévention de la pollution et aussi un principe de gestion des déchets. Il a pour but de réduire la pollution à chaque étape du cycle de vie d'un produit en adoptant une nouvelle technologie. Il implique généralement un système obligatoire ordonné par les

États, ou volontaire par lequel les industries prennent l'initiative. Ce principe repose sur trois éléments clefs :

- Élargir la responsabilité du produit à l'étape tout au long de son cycle de vie,
- La responsabilité du producteur est physique et/ou financier, élimine ces produits (ou les réutilisent) par ces propres moyens, ou paye un tiers pour le faire,
- Des directives (mises par les gouvernements dans la plupart des cas) exigent des taux de recyclage spécifiques.

Parmi les possibilités de mettre en place un tel principe, les producteurs peuvent se regrouper afin de réutiliser leurs déchets d'emballage. Ce principe a eu un impact sur la hiérarchie d'élimination des déchets (les cinq R : réduire, réutiliser, recycler, récupérer, résidu) et sur la conception des emballages.

Le système de consigne pour le dépôt volontaire de la bière rechargeable et des bouteilles de boisson non alcoolisée en verre a été adopté par l'industrie des boissons aux États-Unis il y a plus de 100 ans, est peut être la forme la plus première du principe de la responsabilité élargie. Dans les années 1970, une réglementation de dépôt à conteneurs a été appliquée en Amérique du Nord (Colombie britannique, l'Oregon). Durant la même période, la Nouvelle-Zélande a adopté un système d'emballage en verre pour les boissons non alcoolisées et le lait, ces emballages sont rechargeables. Dès les années quatre-vingts, des lois concernant ce principe ont été mises en œuvre en Europe. En 1984, la Suède est le premier pays européen qui a fixé des objectifs à réaliser en matière de recyclage, 75% pour les boîtes d'aluminium. Ces objectifs doivent être réalisés par les industries privées via un système de consigne. En 1993, l'Allemagne a adopté une ordonnance sur les emballages en tenant les producteurs responsables de leurs déchets issus des emballages.

Le PROGDEM fait référence au principe du producteur des déchets-récupérateur qui fait obligation aux générateurs de déchets d'assurer, à leur frais, la récupération, le recyclage, la valorisation et l'élimination de leurs déchets. Le recyclage reste en Algérie une activité économique qui n'attire pas d'investissements locaux ou étrangers, malgré le potentiel existant, notamment, dans le domaine du papier, du verre, du plastique et des métaux. Certaines entreprises locales récupèrent le papier,

par exemple la société Tonic emballage, et quelques exportateurs des métaux. Une importante activité informelle existe en Algérie, mais elle se limite dans des décharges non contrôlées des grandes villes (*cf. 2.1.3. Secteur informel*).

Dans le cas du recyclage volontaire est la réutilisation des résidus par les producteurs. Depuis 2002, l'Algérie a adopté une nouvelle politique de valorisation et de récupération des emballages. Cette politique vise à réduire à la source le volume des emballages et à adopter des emballages biodégradables. Ce qu'il faut noter ici c'est que la réglementation nationale dans le domaine de la gestion des déchets oblige les générateurs et les détenteurs des déchets d'emballage à la valorisation de leurs déchets, et d'adhérer à un réseau de reprise.

6. Conclusions : vertus, contraintes et limites

L'état de l'environnement en Algérie en matière de déchets urbains a été marqué, durant les années quatre-vingt et quatre-vingt-dix par plusieurs facteurs : un problème de la santé publique qui ne cesse d'augmenter ; une baisse des moyens humains et matériels affectés à la préservation de la qualité de l'environnement ; une saturation des décharges ; une baisse des coûts d'élimination à la suite de la mise en décharges sauvages et une augmentation du ratio par tête des déchets produits. Ce constat a amené le gouvernement à se pencher sur la question de la gestion des déchets, en adoptant des mesures réglementaires et fiscales à partir de 2001. Elles visent dans son ensemble à améliorer la qualité de service de déchets, et par conséquent l'amélioration de la qualité de l'environnement et la santé publique. L'évaluation de cette nouvelle gestion intégrée de déchets nous a permis de constater qu'après vingt ans de mise en application, un progrès a été enregistré dans le domaine des infrastructures, notamment les centres d'enfouissement et l'éradication des décharges sauvages ainsi qu'en matière d'acquisition de nouveaux équipements.

Mais cette même évaluation a montré que plusieurs limites ont été enregistrées. Parmi ces limites, l'implication du secteur privé au sein de différentes opérations relatives aux déchets. Le développement de ce mode de gestion est primordial vu l'insuffisance constatée sur le terrain. Un nombre important de quartiers ou de villages

ne sont pas encore desservis par la collecte des déchets. Les entreprises privées peuvent être un acteur principal sur les trois marchés relatifs aux déchets : le marché de la collecte, de traitement et de valorisation. Concernant la collecte, si actuellement peu des communes délèguent une partie de la collecte au secteur privé, il reste une part très importante dans ce segment. Le traitement et/ou la valorisation de déchets sont les marchés où le secteur privé peut s'investir davantage à travers les centres de tri ou les déchetteries, l'incinération et les filières de récupérations et de recyclages. En revanche, dans le cas d'une concession, plusieurs éléments doivent être pris en compte : organiser le service afin d'éviter des répercussions sur les postes de travail des agents occupant ses fonctions dans une gestion directe. Un contrôle de la part des collectivités locales est nécessaire afin d'éviter toute élimination illicite (passager clandestin).

Autre point majeur de la gestion intégrée de déchets, c'est la domination du secteur public. Il demeure le pilier principal. En effet, l'État reste le premier financier des grandes infrastructures par les différents fonds (la construction des CET, l'achat des équipements de la collecte et de la précollecte...). Les collectivités locales et, notamment, les communes continuent d'être le premier acteur responsable de la collecte de déchets en Algérie. Le caractère de service public oblige les municipalités à assurer cette mission afin de protéger l'environnement et la santé publique. La limite de la gestion directe résulte du manque de moyens humains et matériels. Toutefois, le développement de la coopération intercommunale est nécessaire dans le cas algérien. Elle permet aux municipalités de se regrouper au sein d'un établissement public, pour assurer une mission bien précise, notamment, la collecte des ordures ménagères. Les groupements doivent s'étendre à des territoires plus vastes afin de réaliser des économies d'échelles. Le financement de ces établissements passe obligatoirement par des subventions de l'État à court terme, et par une fiscalité propre à long terme. Autrement dit, par les contribuables (ménages, commerçants et entreprises) qui bénéficieront de ce service. Dans le même sens, sur le mode de gestion, un partenariat public privé (PPP) peut être également envisagé. Il prend la forme d'un transfert de savoir-faire des opérateurs privés vers les collectivités locales, ou d'une simple assistance technique.

Par ailleurs, la mise en place du dispositif de tri sélectif exige une série de mesures en aval. Tout d'abord, l'ensemble des acteurs doit être clairement définies et les compétences établies. Un système de tri nécessite, en amont, des équipements spécifiques pour la pré-collecte (papier, verre, plastique, métal...), des équipements de collecte (camions), et des filières de récupération/valorisation par type de matière à récupérer, et finalement, des unités de recyclage. La participation des ménages au tri est la clé de réussite de toute politique de réduction à la source des quantités des déchets. Des campagnes de sensibilisation et d'information au sein des ménages pour accepter d'effectuer un effort de tri sont indispensables. Le financement de ce dispositif doit être assuré : par les ventes des matières issues des emballages récupérés, et par le mécanisme d'Eco-Jem. Afin d'assurer une efficacité de ce mécanisme, un inventaire des agents susceptible d'être concerné par cette contribution doit être réalisé au préalable. Le montant de la contribution totale (droit d'adhésion et la contribution par rapport aux poids) doit être fixé pour recouvrer une partie des coûts du dispositif de tri sélectif. La réalisation de ce dispositif permettra, d'une part, la réduction des quantités des déchets mises en CET (donc, augmentation de la durée de vie des CET), et d'autre part, l'augmentation des volumes des déchets d'emballage (déchets à récupérer).

Le choix d'élimination des déchets par enfouissement a été fondé sur la composition de la poubelle algérienne. Celle-ci est composée d'une grande partie des déchets organiques (plus de 75%). La matière organique trop humide défavorise l'incinération des déchets. Donc, l'optique « incinération » a été évitée pour manque de pouvoir calorifique nécessaire au fonctionnement d'un l'incinérateur. Pour ce qui est de l'incinération avec récupération d'énergie, l'efficacité économique ne permet pas ce mode d'élimination. Le coût d'énergie issue de l'incinération des déchets revient plus cher que celui fourni par l'entreprise nationale d'électricité et du gaz.

Face à cette situation, mise en décharge avec le risque sur l'environnement et sur la santé publique, l'enfouissement des déchets avec le risque de surcharge des casiers et de lixiviats et l'incinération qui a été écartée, l'intégration du compostage dans la gestion des déchets reste une solution à développer. Les seules expériences en matière de compostage en Algérie ont été abandonnées, car la médiocrité de la qualité des produits rendait leur commercialisation impossible. Le développement de ce mode

d'élimination passe par une subvention de l'État au prix de compost notamment, lorsque l'impact des déchets sur la dégradation de l'environnement par rapport à la santé et la qualité de vie était en 2002 de 0,19 % du PIB (salubrité, pollution). Et le compostage réduira cet impact à travers les quantités des déchets qui sont susceptibles d'être compostées. Ceci peut justifier une subvention à ce mode d'élimination.

Par ailleurs, une politique environnementale efficace a besoin d'un système de tarification ou de financement efficace. Cette efficacité résulte d'une application plus réaliste du principe pollueur-payeur, soit du côté des producteurs ou du côté de consommateur. Du côté des producteurs, une taxe en amont doit être appliquée sur tous les déchets issus du processus de production (c'est le cas des taxes sur les emballages). Du côté du consommateur, une taxe en aval doit être instaurée (c'est le cas TEOM). Une redevance sur les déchets assimilés issus des activités commerciales ou industrielles est également nécessaire pour recouvrir les coûts de la gestion. En effet, c'est un mécanisme qui incite à réduire les quantités des déchets, car le générateur de déchets paie une somme d'argent en fonction des quantités des déchets qu'il produit. Sauf que la mise en place d'un tel mécanisme nécessite des équipements adaptés, un système de comptage à jour, un suivi administratif complet et précis.

En matière de la gestion des déchets industriels et spéciaux, l'Algérie connaît un retard très important. Elle doit faire face à la production actuelle et aux quantités stockées durant les années précédentes. Concernant la gestion de déchets d'activités de soins, elle se caractérise, d'un côté, par un non-respect et une non-application de la réglementation et d'un autre côté, par une absence d'une définition claire des responsabilités. Une grande partie des déchets de soins est éliminée directement par la mise en décharge.

En conclusion générale, dans la situation algérienne, plusieurs prospectives peuvent être étudiées notamment en matière de financement. Quelle est le mode de financement efficace, c'est-à-dire, un financement qui peut couvrir les coûts de la nouvelle gestion. Une taxe forfaitaire type taxe sur l'enlèvement des ordures ménagères (TEOM) ou une redevance proportionnelle aux quantités des déchets produites type redevance sur l'enlèvement des ordures ménagères (REOM) ? Est-ce que la décentralisation aura une place dans l'amélioration de service de déchets ?

Comment peut-on inciter les ménages à trier leurs déchets ? Est-ce que le système de consigne sur les bouteilles en plastique peut être une solution ?

L'intégration du concept de développement durable dans la politique de déchets doit prendre en considération les flux des déchets des générations futures en même temps que la croissance économique. Cette production future est-il possible de l'expliquer par des facteurs macroéconomiques ou des facteurs régionaux spécifiques ?

CHAPITRE 2 :
LA PRODUCTION FUTURE DE DÉCHETS MUNICIPAUX EN
ALGÉRIE : UNE ÉTUDE PROSPECTIVE

Chapitre 2 : La production future de déchets municipaux en Algérie : une étude prospective

Ce chapitre est consacré à la connaissance et à la définition des différents facteurs qui sont susceptibles d'expliquer la production des déchets. Définir ces facteurs permettra d'effectuer des projections. Les huit études empiriques présentées ci-après vont nous renseigner sur les modèles économétriques développés. Une analyse du cas algérien sera présentée en réalisant une projection des déchets en niveau national et régional à l'horizon de 2025.

1. Introduction

La connaissance de gisement future des déchets solides urbains reste un élément très important dans le contexte des politiques environnementales adoptées par les gouvernements. Pourtant, la réalisation des prévisions exactes des évolutions de la production de déchets dans des régions ou des États à forte croissance est très difficile. En plus de la croissance démographique, le développement économique, la taille du ménage et l'impact du recyclage influent sur la production de déchets solides de façon interactive. La réalisation de projections doit être menée avec une attention particulière, soit sur le choix des variables explicatives qui rentrent dans la régression et la projection, soit sur la forme de la fonction utilisée. Les méthodes traditionnelles de projection de la production de déchets solides comptent souvent sur les facteurs démographiques et socio-économiques par habitant. Les coefficients par habitant peuvent être considérés comme fixes ou variables dans le temps.

En Algérie, la production de déchets avec ses préoccupations à propos des problèmes environnementaux croît de plus en plus. La disponibilité de projections raisonnables de la production de déchets est une condition préalable pour une bonne planification du service de déchets. Elle permet en premier lieu de définir la stratégie en matière de la gestion des déchets et de prévoir l'affectation des moyens humains et

matériels selon les quantités qui seront produites dans le futur. En second lieu, elle permet aussi de préserver la qualité de l'environnement pour les générations futures.

La question principale de ce chapitre est d'estimer la production future des déchets urbains en Algérie si les mêmes programmes de développements enregistrés durant la période 1994 à 2008 se prolongent jusqu'à 2025 ? Pour cela nous effectuerons une analyse économétrique des facteurs qui peuvent expliquer la production de déchets municipaux en Algérie, ensuite nous réalisons une projection sur la base de ces facteurs.

Nous présenterons tout d'abord, une revue de la littérature économique consacrée aux questions des facteurs qui peuvent expliquer le flux des déchets. L'objectif de cette revue de littérature est de déterminer ces facteurs, ainsi que les modèles économétriques développés pour réaliser une projection des déchets. Certaines de ces études sont basées sur l'hypothèse d'une évolution proportionnelle entre la production des déchets et le niveau d'activité économique, les autres, sur la relation entre production de déchets municipaux et consommation privée. Le modèle de l'agence européenne de l'environnement est fondé sur une hypothèse qui liera la production des déchets ménagers/municipaux avec la production et la consommation par secteur d'activité économique. Le modèle norvégien est appuyé sur un modèle macro-économique d'équilibre général pour réaliser une projection des déchets industriels à l'horizon de 2020. Les modèles consacrés au pays en développement utilisent le revenu et la population comme facteurs les plus déterminants de la production des déchets municipaux.

Ensuite, nous établirons le second point par analyse de l'ensemble des facteurs influençant la production de déchets, le sens de l'impact positif ou négatif de ces facteurs sur les quantités de déchets produites. Nous terminons ce chapitre par notre étude empirique consacrée au développement d'un modèle économétrique basé en premier lieu sur des données temporelles au niveau national, puis sur des données de panel des 48 wilayas d'Algérie. Finalement, nous concluons ce chapitre avec quelques remarques et suggestions.

2. Revue de la littérature sur l'économétrie de la projection de la production des déchets

La question principale de cette section est de présenter un aperçu des études empiriques effectuées sur la production future des déchets et les facteurs qui peuvent influencer cette production notamment les facteurs macro-économiques. L'objectif de cette revue de littérature est de déterminer ces facteurs ainsi que les modèles économétriques développés dans la matière.

2.1. Modèle de Nagelhout et al. (1990)

L'article « *Future waste disposal in The Netherlands* » de Nagelhout et al., publié en 1990 est considéré comme une référence en matière de prévision des quantités de déchets. Les auteurs ont réalisé une estimation des quantités futures des déchets dans les Pays-Bas, et cherchent l'impact de la prévention sur les différents modes d'élimination et de valorisation. La durée de l'étude s'étale de 1986, année de référence, à 2000, année de projection. L'objectif de l'étude est de présenter les quelques résultats de recherche effectués par RIVM⁴⁶ qui a développé des scénarios pour l'élimination des déchets dans l'avenir. Dix catégories de déchets des 17 recensés ont été concernées par l'étude dont, les ordures ménagères, les déchets industriels, les déchets de construction, les pneus usés, les voitures en fin de vie... etc.

Afin de réaliser cette prévision, les auteurs ont rapproché la génération de chaque catégorie de déchets à des facteurs déterminants notamment la consommation et la production. Ce rapprochement est expliqué par la croissance économique attendue. Des scénarios de prévision de la croissance économique ont été réalisés par l'Office Central de Planification pour la durée de 1985-2010. Trois scénarios ont été proposés, une forte croissance avec un taux de (4%), moyenne avec un taux de (3%) et une faible croissance avec 1,4%.

⁴⁶Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Institut national de la santé publique et de l'environnement).

Le modèle de Nagelhout et al., (1990) est fondé sur une simple régression avec la variable expliquée indiquée sur la base de 100 qui représente les différents types de déchets. Les variables explicatives sont les facteurs correspondants à chaque type de déchets sur la base des trois scénarios de la croissance. Par exemple, les OM ont été expliqués par la consommation d'alimentation/boisson, et la consommation totale. Les DMA sont reliées à la consommation de bien durable, les déchets commerciaux et industriels sont expliqués par la production de différents secteurs.

Les résultats de l'étude montrent qu'en absence de toute amélioration de la politique de prévention, les quantités de déchets ont augmenté de 1,2% dans le cas d'une faible croissance et de 2,2% dans le cas d'une forte croissance. En revanche, en application de 13 approches de la prévention fixées par le ministère, une petite réduction du volume de déchet a été enregistrée pour l'année 2000 par rapport à la situation de référence (1986). Cependant, un grand changement est enregistré dans les quantités des déchets recyclés ou réutilisés dans le cas d'un changement de la politique environnementale.

2.2. Modèle de Beede et Bloom (1995)

Beede et Bloom (1995) étudient dans cet article la production et la gestion des déchets solides municipaux (DSM) à travers des objectifs économiques dans les pays développés et les pays en développement. L'objectif est de réaliser des projections dans le futur en appliquant les tendances actuelles des DSM, ainsi que pour évaluer les effets de revenu et de population sur la production de DSM. Les auteurs concentrent leur analyse sur les pays en développement, ils consacrent aussi l'étude à l'exemple des États-Unis. Les deux facteurs macro-économiques utilisés par les auteurs sont le PIB et la population. Les DSM étudiés ont été divisés en deux types, les déchets qui peuvent être réutilisés (bouteilles, journaux...) et les déchets qui ne peuvent pas être réutilisés (déchets à risque pour la santé).

Une étude du « *World Resources Institute (WRI)* » en 1993 présente des données pour 36 pays avec une production de DSM par habitant qui varie de 0,5 kg pour le Mozambique (avec un PIB/hab de 620 USD en 1990) à 1,9 kg pour l'Australie (avec un PIB/hab de 17 000 USD en 1990). La variable expliquée est la production

totale des DSM estimée à environ 1,3 Md de tonnes en 1990 avec une moyenne de 660 kg par habitant par jour, publié par WRI pour 149 pays. Les variables explicatives du PIB par habitant et de la population sont issues des statistiques de la Banque Mondiale, en ce qui concerne la Chine, les informations proviennent des études du bureau des statistiques de la république populaire chinoise de 1991. Pour les États-Unis, ce sont les données des études de Goldstein, du bureau américain de recensement et du bureau américain d'analyse économique.

Plusieurs hypothèses ont été supposées par les auteurs sur les différentes séries de données. La croissance des PIB nationaux est supposée stable durant les années quatre-vingts, et la croissance démographique continue d'augmenter selon les projections de la Banque Mondiale. La production globale de DSM est supposée doubler durant les années 1990 à 2019 (c'est-à-dire un taux de croissance annuel moyen de 2,4%) et la proportion de la production de DSM par habitant ne doublera pas d'ici 2049.

Les auteurs ont estimé le modèle par la méthode de MCO, en utilisant la régression suivante :

$$\log(D) = \alpha + \beta_0 \log(PIB_{hab}) + \beta_1 \log(POP) + \varepsilon \quad (1)$$

Où, (D) est la quantité globale des DSM en tonnes, β_0 est l'élasticité de revenu de génération de DSM, β_1 est l'élasticité de la population de génération de DSM.

Beede et Bloom présentent l'exemple des villes chinoises et des États américains, dont ils procèdent au calcul des élasticités avec un modèle croisé des taux de production des DSM avec les variables explicatives dans 36 pays, puis dans 45 villes chinoises et 33 États américains. Dans les régressions de villes chinoises, le PIB/hab a été pris en compte, tandis que dans les régressions des États américains le revenu moyen par habitant dans chaque État a été utilisé comme indicateur de richesse. Dans certains pays, la variable quantité des DSM a été remplacée par les coefficients estimés par les régressions afin de calculer des valeurs adaptées. Par contre, pour les pays où le PIB ou le PNB n'était pas exprimé par habitant, des moyennes pondérées par la population ont été calculées en se basant sur le Projet de Comparaison Internationale des Nations Unies (ICP) sur le PIB des États.

Trois estimations ont été réalisées par les auteurs, dans le premier modèle (M1) en comparant les villes chinoises à des États américains, le second (M2) en classant les pays par leur niveau de richesse en quatre groupes (pauvre : le PIB moins de 600 USD, au-dessous du revenu moyen : 630 USD à 2 490 USD, au-dessus du revenu moyen : 2 490 USD à 7 050 USD, et le revenu plus élevé : plus de 9 550 USD) en calculant la part de chaque groupe dans la production globale des DSM (en millions de tonnes et en pourcentage), ainsi que la taille de leur population dans la population mondiale et la part de leurs PIB dans le PIB total. Le troisième modèle (M3) réalise une comparaison entre Taiwan et les États-Unis. Dans chacun de ces modèles, le même type de variables explicatives a été utilisé (PIB et population).

Les analyses par pays révèlent que la production de DSM est liée positivement à la variation de revenu par habitant, et que cette production des DSM par habitant ne varie pas avec la taille de la population dans les pays ayant un revenu par habitant comparable. Les auteurs estiment que la production de DSM augmente à un taux annuel de 2,7% dans les pays en développement jusqu'au 2010. Dans le modèle (M1), une bonne relation de la production de DSM avec le revenu et la population existe. Les résultats montrent qu'une augmentation de 1% de revenu par habitant engendre une augmentation de 0,34% de DSM globale, et qu'une augmentation de 1% de la population augmente la production globale de DSM de 1,04%. Le modèle (M2) estime la production de déchets dans les pays avec un revenu faible entre 0,53 kg/hab/j à 1,2 kg/hab/j. Sur la base de la population, les pays à niveau de revenu élevé représentent une part disproportionnée de DSM (ces pays représentent moins qu'un sixième de la population du monde, mais produisent plus d'un quart de DSM global). Par contre, sur la base des revenus, les pays en développement représentent une part disproportionnée de DSM (avec moins de la moitié du PIB mondial, ils produisent trois quarts de DSM global). Le modèle (M3), présente des résultats pour Taiwan et les États-Unis, en ce qui concerne le Taiwan l'élasticité de la production de DSM aux variations de revenu est de 0,59. En revanche, elle est de 1,63 par la variation de population. Dans le cas où la production de DSM par habitant ne varie pas avec la population dans les pays à revenus comparables, l'élasticité de DSM avec le revenu par habitant augmente, elle passe à 0,72. Pour les États-Unis les élasticités de la DSM avec le revenu sont de 0,86 et de 0,63 avec la population. Sous l'hypothèse que la production de DSM par habitant

ne varie pas avec la population (en tenant le revenu par habitant constant), l'élasticité-revenu de DSM globale baisse à 0,63. Elle est plus proche de celle trouvée dans le modèle (M1).

La conclusion générale du modèle de Beede et Bloom est que la production de DSM est reliée au revenu et à la population, mais elle est plus reliée à la population qu'au revenu, c'est-à-dire, β_1 est proche de 1 et β_0 est inférieur à 1.

2.3. Modèle de Coopers et Lybrand (1996)⁴⁷

L'étude faite par [Coopers et Lybrand en 1996](#) vise à réaliser une projection des déchets municipaux à l'horizon de l'année 2000 au Pays-Bas, en se basant sur deux scénarios. Le premier scénario prévoit une augmentation tendancielle de la production de déchets municipaux. Le second scénario intègre des mesures préventives qui permettent la réduction du flux de déchets. Le point de départ des auteurs est de supposer un scénario tendanciel, dont les quantités des déchets sont utilisées comme référence afin d'évaluer les mesures préventives de réduction des déchets. Le modèle est basé sur une approche développée par **RIVM** pour prévoir la croissance dans la production des déchets ménagers et encombrants en Pays-Bas.

En raison d'absence de données sur les quantités des déchets ménagers et encombrants produites dans l'ensemble des États membres de l'UE d'une part, et d'autre part, la difficulté de distinguer la consommation des produits durables et non durables, le modèle RIVM suppose que :

- L'augmentation des quantités des déchets des ménages est proportionnelle à l'augmentation de la consommation privée de produits alimentaires et de biens de luxe.
- L'évolution des déchets encombrants est liée à l'évolution de la consommation de biens durables.
- La fonction des déchets municipaux est une fonction linéaire de la consommation des ménages. La fonction s'écrit :

$$Q_{dm} = f(CP) \tag{2}$$

⁴⁷ European Environment Agency (1999) : « Baseline projections of selected waste streams: Development of a methodology », *Technical report* N° 28, page 9.

Le scénario alternatif comporte deux scénarios supplémentaires sur l'efficacité des politiques préventives à cause des diverses incertitudes relatives aux données. Cette incertitude rend difficile de prévoir l'impact de ces politiques sur la production des déchets. Face à cette situation Coopers et Lybrand ont proposé deux situations, la réduction des déchets est plus élevée, 5% en 1997 et 10% en 2000 que la situation tendancielle. L'autre situation où la réduction est faible, 2,5% en 1997 et 5% en 2000 par rapport à la situation de référence.

2.4. Modèle Bruvoll et Ibenholt (1997)

Bruvoll et Ibenholt dans un article paru en 1997 sur la production future des déchets industriels en Norvège développent un modèle macro-économique d'équilibre général afin de répondre aux problèmes multidimensionnels des déchets.⁴⁸ L'objectif des auteurs est d'exposer l'utilité d'un modèle économique fondé sur l'utilisation de la production, les intrants (matières premières...), et le progrès technologique comme des facteurs expliquant la production future des déchets industriels générés par le secteur industriel.

Leurs données proviennent de l'office norvégien des statistiques. Les observations retenues par les auteurs portent sur :

- La production des déchets industriels de l'année 1993, exprimée en tonnes, elle est d'une quantité globale de 3287.7 milliers de tonnes, et comporte du papier, plastique, verre, textile... etc.
- Les intrants des matières de chaque secteur d'activité sont utilisés sauf pour le secteur de la papèterie dont la production est choisie comme facteur explicatif.
- Les prix relatifs de divers intrants.

Bruvoll et Ibenholt supposent que les quantités réelles des déchets sont proportionnelles aux facteurs explicatifs (production et intrants de chaque secteur d'activité), et que ce coefficient de proportionnalité est constant ou exogène durant une période donnée. Ces intrants vont avoir deux finalités, un produit marchand, et un résidu (déchets, pollution). Une relation entre la quantité des marchandises et la

⁴⁸ La multi dimensionnalité prend en compte le changement technologique, les prix relatifs des intrants et l'interaction des différents secteurs d'activités.

quantité des déchets est bien existante. L'augmentation de la production des produits implique une augmentation des déchets. Cette relation peut être modifiée si un changement technologique est intégré dans le processus de production. Il permet d'augmenter le nombre d'unités produites en gardant la production des déchets constante, cela va réduire la proportion entre les déchets et la production des marchandises.

Ils estiment, un modèle de forme suivante :

$$D_{ij}(t) = U_{ij}(t) \cdot D_{ij}(t_0) \cdot d_{ij}(t) \quad (3)$$

D'où $D_{ij}(t)$ est la quantité des déchets de type (j) produite dans le secteur (i) pendant la durée (t), $U_{ij}(t)$ représente le taux de croissance des variables explicatives (valeur de la production ou des intrants dans le secteur (i)), cette variable dépend du type de déchets (j). $D_{ij}(t_0)$ est la quantité des déchets de type (j) générée dans le secteur (i), durant l'année de référence dans notre cas (t_0) est 1993, ces quantités sont fournies par les statistiques. La variable $d_{ij}(t)$ est le paramètre explicatif d'une évolution exogène de niveau des déchets (exemple les effets des mesures politiques qui influencent la production des déchets).

La quantité totale de déchets de type (j) est la somme de déchets dans l'ensemble des secteurs. Elle est donnée par l'équation suivante :

$$D_j(t) = \sum_i D_{ij}(t) \quad (4)$$

$d_{ij}(t)$ est supposé égal à 1 pour tout i, j, t , alors une trajectoire de référence des déchets produits est obtenue et montre la projection des déchets dans le futur, si aucune mesure politique ou technique n'est prise. Dans une deuxième étape, des modifications dans le modèle MSG-EE⁴⁹ sont intégrées (sur les paramètres (d) ou sur le facteur de proportionnalité) par l'utilisation de la trajectoire de référence afin d'analyser les effets de ces mesures. L'année de référence (t_0) = 1988 ; la période de simulation était de 1988 à 2030. Le modèle contient 33 secteurs et 48 produits. Les

⁴⁹ Dans le modèle MSG-EE la croissance de la production totale est liée en grande partie au changement technologique, à l'augmentation du capital réel, au travail, à la provision en matières premières et aux ressources naturelles. Ce modèle a été développé pour analyser le rapport entre l'activité économique, l'utilisation d'énergie et certains aspects environnementaux.

auteurs ont recensé la part de chaque secteur dans la production des déchets dans l'année de référence, ainsi que la croissance d'intensité des matières. La demande d'intrants par unité, \mathbf{zM} au cours de la période de simulation.

L'intensité des déchets \mathbf{DY}_j représente le ratio entre les déchets produits et la production. $\mathbf{DY}_j = \frac{D_j}{Y_j}$, la croissance de l'intensité des déchets par type de déchets est égale au ratio entre l'accroissement des déchets et l'accroissement de la production.

$$\frac{\left[\frac{D_j(t)}{Y_j(t)} \right]}{\left[\frac{D_j(t_0)}{Y_j(t_0)} \right]} = \frac{\left[\frac{D_j(t)}{D_j(t_0)} \right]}{\left[\frac{Y_j(t)}{Y_j(t_0)} \right]}$$

d'où,

$$\frac{D_j(t)}{D_j(t_0)} = \frac{1}{\sum_j D_{ij}(t_0)} \sum_j D_{ij}(t_0) U_{ij}(t) d_{ij}(t) \quad (5)$$

et

$$\frac{Y_j(t)}{Y_j(t_0)} = \frac{1}{\sum_j D_{ij}(t_0)} \sum_j D_{ij}(t_0) \frac{Y_i(t)}{Y_i(t_0)} \quad (6)$$

L'équation (6) représente la croissance de la production de chaque secteur calculée par la part de production des déchets de chaque secteur. La croissance de l'intensité des déchets est calculée par :

$$\frac{\mathbf{DY}_j(t)}{\mathbf{DY}_j(t_0)} = \frac{\sum_i D_{ij}(t_0) U_{ij}(t) d_{ij}(t)}{\sum_i D_{ij}(t_0) \frac{Y_i(t)}{Y_i(t_0)}}$$

Ils en concluent que la trajectoire de référence utilisée pour réaliser une projection des déchets industriels assume une moyenne de 1% de changement technologique dans l'ensemble des secteurs de production. Cela veut dire, que la demande des intrants par unité de production chute de 1% par an, toute chose égale par ailleurs. L'effet des prix relatifs des intrants et de changement technologique varie entre les différents secteurs. L'augmentation des déchets industriels de 1994 à 2010 varie de 45% à 110 % selon le type de déchets, tandis que l'augmentation totale est

estimée à 64%, les déchets industriels dangereux sont en augmentation de 58%. Cette augmentation excède la croissance de la production marchande, et elle est plus élevée dans le cas d'une matière domestique, malgré le progrès technique. En général, l'accroissement des flux des déchets serait compris, selon le type de déchets, entre 35% à 60 % à l'horizon de 2010. Ces déchets représentent environ 70 % de la production totale de consommation des déchets dans l'industrie manufacturée.

La projection montre une augmentation de l'intensité en déchets de 2,3% en moyenne. Pour certains types de déchets, cette intensité atteint 18% sur la période de simulation, tandis qu'elle baisse pour les déchets dangereux. L'accroissement des intrants explique principalement l'accroissement des déchets, ainsi que l'augmentation de la production totale explique l'augmentation des intrants à 52% sur la période de simulation. La substitution entre les facteurs de production contribue à l'augmentation des intrants. Le progrès technologique influence les prix des intrants.

2.5. Modèle d'Anderson et al. (1998)

Contrairement au modèle de Bruvoll et Ibenholt, [Anderson et ses co-auteurs](#) ont développé un modèle très simple qui permet de réaliser des projections futures de la production des déchets ménagers et industriels au Danemark. Ce modèle relie la production de divers types des déchets aux différentes activités économiques.

Les données utilisées dans ce modèle sont issues de l'ISAG, qui est un système d'information sur les déchets et le recyclage, et de l'ADAM, modèle macro-économique de la prévision économique officielle, qui fournit des informations sur la consommation et la production par branche d'activité. En croisant les deux sources de données, les auteurs obtiennent quatre sources de déchets liées chacune d'elles à une activité économique ; les déchets ménagers à la consommation privée, déchets de commerce et de services à la production de secteur de services, déchets industriels au secteur industriels, déchets de bâtiment et de construction au secteur du BTP, et d'autres sources de déchets sont liés à des activités exogènes.

Les auteurs ont défini la variable expliquée (le montant des déchets répartis par type et par source), et les variables explicatives qui sont les activités économiques produisant ces déchets. Les données historiques couvrent la période de 1994 à 1996.

Les déchets ménagers comportent trois types, ordures ménagères, déchets assimilés et déchets verts biodégradables. L'hypothèse de base de ce modèle est que la production de déchets est liée au niveau de l'activité économique d'où la variation est proportionnelle entre eux. L'équation (7) présente le rapport entre les quantités des déchets et les variables explicatives :

$$D_{f,s}^t = D_{f,s}^{t_0} \left[1 + \alpha_{f,s} \left(\frac{X_{f,s}^t - X_{f,s}^{t_0}}{X_{f,s}^{t_0}} \right) \right] \cdot \beta_{f,s}^t + \varphi_{f,s} D_{f,s}^t \quad (7)$$

où,

$D_{f,s}^t, D_{f,s}^{t_0}$ est le montant des déchets de type f , de la source s , de l'année t , et de l'année de référence t_0 .

$X_{f,s}^t, X_{f,s}^{t_0}$ sont les variables explicatives pour le type f , et la source s , l'année t , et l'année de référence t_0 .

$D_{f,s}^t$ est le montant de déchets supplémentaires de la catégorie venant s'ajouter l'année t , peut-être positif ou négatif.

$\alpha_{f,s}$ est le coefficient de proportionnalité entre l'évolution du montant de déchets et la variable explicative.

$\beta_{f,s}^t$ est le coefficient dépendant du temps permettant d'expliquer les évolutions dans les relations.

Par exemple, si $D_{f,s}^t, D_{f,s}^{t_0}$ sont les montants des déchets de papier/carton (type f) des ménages (source s), la variable explicative $X_{f,s}^t, X_{f,s}^{t_0}$ sera la consommation privée des biens non durables.

Quant $\alpha_{f,s}$ égal à 1, les évolutions des montants des déchets sont proportionnelles aux évolutions de la variable explicative. Par contre lorsque $\alpha_{f,s}$ égal à 0.5, une augmentation de 1% de la variable explicative implique une augmentation de 0,5% des montants de déchets.

$\beta_{f,s}^t$ c'est une série de coefficients de temps normalisée à 1 dans l'année de référence. Si $\beta_{f,s}^t$ change durant quelque temps, alors le coefficient des déchets change lui aussi (le ratio entre montant de déchets et la variable explicative). L'hypothèse est

que $\alpha_{f,s} = 1$, le coefficient des déchets de la période t , est le produit $\beta_{f,s}^t$ et le coefficient de l'année t_0 c'est-à-dire :

$$\left(\frac{D_{f,s}^t}{X_{f,s}^t} = \beta_{f,s}^t \frac{D_{f,s}^{t_0}}{D_{f,s}^{t_0}} \right)$$

Si $\beta_{f,s}^t$ varie de 5% de l'année de référence t_0 à l'année t , le coefficient de déchets varie lui aussi de 5%. Cette variation peut être influencée par des changements de la politique en matière de gestion des déchets, des habitudes des agents, des emballages des marchandises.

Le montant $D_{f,s}^t$ peut-être positif ou négatif, souvent les déchets sont transférés d'une catégorie à une autre. Les auteurs supposent que, $\alpha_{f,s} = 1.0$, $\beta_{f,s}^t = 1$ et $\varphi_{f,s} = 0$ l'équation (7) sera réduite à :

$$D_{f,s}^t = c_{f,s} X_{f,s}^t \quad (8)$$

Dont :

$c_{f,s}$ est un coefficient constant de déchets sur l'année de référence. Il est calculé par :

$$\left[\frac{D_{f,s}^{t_0}}{D_{f,s}^{t_0}} \right]$$

Ce modèle peut être utilisé pour analyser comment l'économie affecte la production future des déchets. La supposition d'un coefficient constant de déchets implique que la quantité de déchets suit le développement économique. Le changement de la composition de la production et de la consommation peut modifier la proportionnalité au niveau agrégé.

En général, dans le cas d'une augmentation de 10% de toutes les activités économiques, les déchets ménagers augmentent eux aussi de 8% à 10% (c'est-à-dire, sur l'hypothèse que l'indice de l'année 1996 est 1 il est de 1,064 en 2005). La quantité de déchets ménagers passe de 2741200 tonnes en 1996 à 3 300 577 tonnes en 2005. En même temps, sur une augmentation totale de 6,6% de la production de déchets, 1,5% est attribué aux ménagers. En outre, si la consommation privée des ménages augmente de 10%, l'indice des déchets ménages passe de 1 en 1996 à 1,063 en 2005.

2.6. Étude de l'Agence Européenne de l'Environnement (AEE, 1999)

En 1999, l'AEE a publié un rapport sur la question de la production des déchets municipaux (papier, carton, verre, véhicule en fin de vie) au sein des États membres de l'UE (15).⁵⁰ Une méthodologie de projection des déchets a été développée. Le modèle de l'AEE est différent des modèles de Bruvoll et Ibenholt (1997) et d'Anderson et al., (1998), basés sur la relation entre le niveau de l'activité économique et la quantité de déchets produits. Ces modèles supposent une proportionnalité entre les deux variables. C'est-à-dire, quand l'activité économique augmente de 10%, la production des déchets augmente de 10%, donc une proportionnalité constante. L'AEE cherche à lier la production des déchets à un niveau d'activité économique plus détaillé.

Le point de départ est que l'activité économique, dans une certaine mesure, peut expliquer la production des déchets. Mais, lier cette production au PIB ne peut-être une approche juste, en raison de l'origine des déchets municipaux, et aussi du fait que les fluctuations du revenu national n'affecteront pas nécessairement la consommation. Elle se base sur l'explication de la production des déchets municipaux et ménagers par la part de revenu national dépensée pour la consommation privée. Cela engendre beaucoup d'erreurs, suite à l'augmentation d'autres dépenses de la consommation (loisir, logement, énergie), ce qui limitera la part des dépenses de consommation sur des produits qui génèrent des déchets.

Afin d'appliquer le modèle, l'AEE a procédé à la collecte des données historiques de 1990 à 1995 :

- La part des dépenses de la consommation privée (prix fixe),
- Le produit intérieur brut (PIB) en millions,
- Les quantités des déchets municipaux et ménagers,
- Les tendances futures de la consommation privée, PIB, population, valeur ajoutée par secteur (VA). Ces données ont été projetées jusqu'à 2010.

Ces données ont été collectées par l'AEE via la base de données OCDE de 1997 et des rapports nationaux. Une distinction a été faite entre les déchets municipaux et ménagers, en raison de la disponibilité des données dans chaque pays, ce qui a obligé

⁵⁰ Sauf le Luxembourg en raison du manque des données.

l'AEE à utiliser deux modèles. Les tendances futures de consommation privée ont été limitées à la consommation par pays.

Le modèle de l'AEE suppose que la quantité produite d'un type de déchet dépend d'une activité économique spécifique et du facteur de temps. La fonction qui définit cette relation est :

$$D_i^t = f(Y_i^t, T^t) \quad (9)$$

Dont, D_i^t est la quantité d'un type des déchets (i) de la période (t), Y_i^t est la production d'une activité économique spécifique (concernée) exprimée en termes monétaires, et qui produit le déchet de type (i) dans la période (t), et T^t représente la variable temps. La fonction f est supposée être une fonction log-linéaire, et s'écrit :

$$\log(D_i^t) = a_0 + a_1 \cdot \log(Y_i^t) + a_2 \cdot T^t \quad (10)$$

a_0 est une constante, a_1 est un coefficient de proportionnalité entre la quantité de déchets produits et la valeur de l'activité économique, a_2 est une tendance égale aux % annuels de variation de coefficient de déchet. L'estimation de ces coefficients, sur la base des observations historiques, apparaît difficile en raison de l'insuffisance de données et de multi-colinéarité. Par conséquent, le modèle a été simplifié en supposant a_1 égal à 1, ce qui signifie que le ratio entre la quantité des déchets produits et la production de l'activité économique suit une tendance exponentielle. Le coefficient a_2 a été estimé à partir des observations historiques, ce qui donnera l'équation suivante :

$$\log(D_i^t) - \log(Y_i^t) = a_0 + a_2 \cdot T^t \Rightarrow \log\left[\frac{D_i^t}{Y_i^t}\right] = a_0 + a_2 \cdot T^t \quad (11)$$

En cas de disponibilité de données, les auteurs supposent a_2 égal à 0 dans l'équation (13) et (14), le modèle sera à coefficient constant, d'où $e^{a_2 T^t} = 1$ et $a_0 = 0$, donne l'équation suivante :

$$\left[\frac{D_i^t}{Y_i^t}\right] = a_0 \cdot e^{a_2 T^t} \quad (12)$$

En pratique le coefficient a_0 est estimé en calculant l'excédent moyen des quantités de déchets sur la période concernée. Dans cette étude, seuls les derniers

coefficients observés ont été estimés. L'hypothèse est que les autres coefficients sont constants au cours de la période de prévision. Deux approches ont été développées pour effectuer les projections : la première approche estime la production de déchets des dernières années à l'aide de l'équation (14), puis comparer les données historiques aux données réelles des mêmes années. S'il y a une bonne corrélation entre les données historiques et les données réelles, le modèle estimé par cette équation est donc raisonnable et peut être utilisé pour réaliser la projection. Une bonne corrélation est assurée, si α_2 est entre (-0,02) et (+0,02), le *t-student* est significatif et le R^2 supérieur à 0,6. La deuxième approche est basée sur le modèle à coefficient constant si la corrélation est faible. Ceci implique d'utiliser les valeurs des données historiques les plus fiables afin de produire des projections futures. Les deux approches ci-dessus ont été développées pour les déchets municipaux et ménagers de type papier, carton et verre.

Le modèle de l'AEE a été appliqué pour le cas des déchets ménagers et municipaux. L'étude suppose que la quantité des déchets ménagers et municipaux varie proportionnellement avec la consommation des marchandises. Trois catégories de marchandises ont été déterminées par l'agence : alimentation et boisson, habillement, mobilier et équipements du ménage. Les quantités de déchets ont été estimées par l'équation suivante (13) basée sur l'équation (12) log-linéaire.

$$\log(D_{mm}^t) = \alpha_0 + 1.0 \log(C_{alim}^t + C_{habi}^t + C_{equi}^t) + \alpha_2 \cdot T^t \quad (13)$$

Où, D_{mm}^t est la quantité de déchets municipaux, ménagers. Les variables $C_{alim}^t, C_{habi}^t, C_{equi}^t$ représentent la consommation des trois types de marchandises définies ci-dessus. Face à l'insuffisance des données sur les déchets dans certains pays, l'estimation est basée sur l'équation suivante (14) basée sur l'équation (12) avec un coefficient constant.

$$D_{mm}^t = \left[\frac{D_{mm}^{t_0}}{(C_{alim}^t + C_{habi}^t + C_{equi}^t)} \right] \cdot (C_{alim}^t + C_{habi}^t + C_{equi}^t) \quad (14)$$

Où, la grande accolade est le coefficient des déchets dans l'année de référence t_0 , et la somme des catégories de consommation privée est la variable explicative.

En raison du manque de données, pour l’Autriche et les Pays-Bas la projection des déchets a été estimée par l’équation (13). Les résultats obtenus montrent que a_2 égale 0,0196 et 0,0186 et que l’augmentation des quantités de déchets ménagers atteint un total de 55% et 74% pour les deux pays respectivement pendant la période de simulation de 1995 à 2010 (soit 4,110 milliers de tonnes et 12,480 milliers de tonnes) ; il faut noter que ce taux était de 11% durant la période 1990 à 1995. Pour le reste des pays (sauf le Luxembourg) le modèle à coefficient constant a été utilisé (équation 14), les résultats estimés pour la même période 1995 à 2010 ont montré une augmentation totale de 22% sur la base de 11% de 1990 à 1995 (soit plus de 191,454 milliers de tonnes en 2010).

2.7. Modèle de Karavezyris (2000)⁵¹

Selon le modèle de [Karavezyris](#), l’estimation de quantité des déchets produite est effectuée à deux échelles, nationale/internationale ou municipale/régionale. L’auteur analyse les différentes formes de modèle associé à la procédure d’estimation.

Au niveau international, la projection de déchets est basée sur des activités économiques et la variable temps. Le modèle appliqué est décrit comme suit :

$$\log D_i^t = \alpha + \beta \log Y_i^t + \gamma t \quad (15)$$

Où D_i^t est la quantité de déchets produite par la catégorie (i) à la période (t), Y_i^t est la quantité d'une activité économique spécifique exprimée en termes monétaires ou physiques, β est le coefficient constant du ratio de la production de déchets et la production appropriée à l'activité économique, et γ est le coefficient d'un ratio dynamique de la production de déchets et la production de l'activité économique appropriée. Suite au manque de données fiables et les marges significatives d'erreur dans les estimations, le modèle est réduit à une forme plus simple:

$$D_i^t = \kappa Y_i^t \quad (16)$$

Où κ est le coefficient de déchets de l’année de base.

⁵¹Chakrabarti, S.et P. Sarkhel (2003),“Economics of Solid Waste Management: A Survey of Existing Literature”, *Economic Research Unit, Indian Statistical Institute*, page 5.

À l'échelle municipale / régionale, l'estimation de quantités futures et la composition de déchets des ménages sont dérivées en premier lieu comme une fonction de la démographie. Le modèle peut être représenté de la façon suivante :

$$D_i^t = \lambda P_i^t \quad (17)$$

Où λ est un terme constant et P représente la population.

2.8. Modèle de Shi et Xu (2006)

Shi et Xu cherchent à estimer et à prévoir la quantité des déchets de débris (DD) en Chine en basant sur deux approches : une sur la production de la quantité du ciment annuelle et l'autre sur le secteur de construction. L'approche basée sur la production du ciment est appropriée pour évaluer la quantité totale de (DD), en revanche, la seconde approche fondée sur l'évolution du secteur de construction et du bâtiment vise à estimer la quantité de (DD) dans ce secteur en particulier. Pour ce qui concerne la première approche, les informations en matière de fabrication du béton avant l'an 2000 montrent qu'environ 50% du béton est composé du ciment, et environ 60% après l'an 2000. Ainsi, la durée de vie d'une construction est de 50 ans.

Pour calculer la quantité de (DD), les auteurs ont développé l'équation suivante :

$$DCD = \sum_i^n AC_i * ADR_i \quad (18)$$

D'où, DCD est la quantité de débris de béton démolé, AC_i représente la production de béton dans l'année (i), ADR_i est le ratio de démolition de la construction de l'année (i). (n) est la durée de vie de fonctionnement à l'année (i), $i = 1 - n$ (n est assumé pour être égale à 60 ans).

Les auteurs supposent que la proportion de déchets de ciment est de 2%, basée sur la consommation réelle de matériaux de la construction qui est lui de 2% à 5% de plus que la valeur théorique, c'est-à-dire, le ratio efficace d'utilisation des matériaux est de 95% à 98%, et le reste devient déchets. Quoique l'utilisation de ciment soit plus stricte que d'autres matériaux, le ratio de déchets atteint 1 à 4%. La quantité de déchets de béton est calculée par l'équation 19.

$$CCD = \frac{AOC * WR * PCTC}{PCC} \quad (19)$$

CCD , est la quantité de déchets de béton de construction; *AOC*, la production de ciment annuelle, *WR*, le ratio de déchets de ciment dans le processus de construction (2%), *PCTC*, le pourcentage % de ciment transformé au béton, 50% avant l'an 2000 et 60% après 2000, le *PCC* est le pourcentage de ciment contenant dans le béton, 12%.

En revanche, dans la seconde approche les auteurs ont procédé à plusieurs étapes : en déterminant tout d'abord le taux de démolition et de construction (*RDC*), le *RDC* est défini comme le ratio entre les zones démolies et les zones construites, ce ratio a tendance à diminuer avec l'expansion rapide des villes, mais il augmente durant des périodes stables économiquement. Selon des statistiques de 1996 à 2003 le *RDC* en Chine était de 0,16%. Ensuite, en calculant les zones démolies par *RDC*. La zone construite est donnée par les statistiques de 2003. Puis, sur la base des équations 18 et 19, des estimations de *DCD*, *CCD* et *DD* ont été effectuées. En pratique 0,7m³ de déchets est produit en démolissant 1m² de construction, et 3m³ de déchets sont produits en construisant 100m³ dans le secteur de construction bâtiments. L'hypothèse est que la densité moyenne des déchets de construction et de démolition est de 1,8 tonnes/m³. Le contenu de *DD* dans les déchets d'une cité démolie est de 53% et 40% dans une ville plus vieille. Finalement, en actionnant les quantités de *CDD* et *DCD* pour obtenir la quantité de déchet de débris (*DD*).

Shi et Xu effectuent une prévision des déchets de débris en Chine pour l'année 2050 en utilisant les deux approches présentées ci-dessus. L'approche basée sur la production de ciment est liée directement à l'évolution du PIB qui reflète directement la situation du développement économique d'un pays, où le ciment est le matériel essentiel pour ce développement. Ainsi, le PIB correspond à la consommation de ciment. La consommation de ciment a été projetée en utilisant une méthode d'analyse de régression des données de 1982 à 2004. Les auteurs estiment le PIB total pour 2050 en Chine en basant sur le taux de prévision de PIB de 2000 à 2050. Ainsi, la production future de ciment est prédite. Le résultat montre que si la composition de béton et le taux de démolition restent constant, la quantité annuelle des déchets de débris atteint 5,37 milliards de tonnes métriques en 2050.

Pour la seconde approche, les auteurs ont réalisé une prévision en reliant les déchets de débris au secteur du BTP. Les données des zones construites entre 1993 à 2003 sont évaluées en milliards d'unités. Le résultat est estimé par l'équation suivante :

$$\hat{x}^{(1)}(k + 1) = 394,08 e^{0,0363k} - 381,88 \quad (20)$$

Après la prévision de secteur de construction, les auteurs ont calculé la quantité des CD produite dans les années qui viennent jusqu'à 2025. Ils prennent RDC égal à 0,16, le DCD égal à 20 ans et la quantité de CCD a été calculée. La quantité de CD dans les 20 ans suivants en Chine est prédite en ajoutant le DCD et CCD ensemble.

La limite de l'approche basée sur la production de ciment annuelle est que cette dernière est corrélée directement avec la quantité de CD, mais la détermination de taux de démolition est difficile à fixer. Cette méthode est plus adaptée à évaluer la quantité de CD dans un pays. Cependant, l'approche basée sur le secteur de construction est une approche indirecte, elle dépend du taux de démolition et de construction RDC, mais le RDC est associé à la durabilité de développement ce qui nécessite un grand nombre d'information et de formation. Cette approche est utile pour être appliquée dans une ville ou une région.

En conclusion, cette étude nous fournit une méthode d'évaluation et de prévision des quantités des déchets spécifiques (les déchets de débris de béton) en utilisant des corrélations de régression avec une production d'un produit spécifique (le ciment dans notre cas) ou avec un secteur spécifique (secteur de construction/bâtiment). Les résultats obtenus par les deux approches montrent que les quantités des déchets encombrants vont augmenter durant les vingt années prochaines, ce qui va augmenter la consommation des ressources naturelles et qui incite à l'utilisation de recyclage comme une alternative.

3. Analyse des facteurs explicatifs de la production des déchets

Cette revue de littérature met en lumière les divers types de facteurs explicatifs du flux des déchets. Ces facteurs se composent :

- Des variables sociodémographiques (population, taille des ménages, population urbaine ou rurale...),
- Des variables macro-économiques (PIB, dépenses de la consommation de biens par les ménages...),
- Des variables environnementales (capacité de recyclage...)
- Des variables géographiques et naturelles (localisation des villes, événement...).

L'étude de [MATE/D4E de 2002](#),⁵² fait référence à un document des Nations Unies de 1998, qui détermine trois facteurs qui peuvent expliquer les flux des déchets municipaux dans les pays de l'OCDE, le changement de comportement, la croissance économique et la composition des ménages. D'autres études, notamment celle de US-EPA,⁵³ indiquent trois facteurs qui influencent la production des déchets, la population, le PIB et les dépenses de la consommation des ménages. Nous exposons avec un peu de détail l'ensemble de ces facteurs. [Parfitt et al., \(1994\)](#) classent les facteurs qui influencent la quantité de la production de déchets par habitant en quatre facteurs interdépendants : socio-économiques, saisonniers, régionaux et organisationnels de service de déchets.

3.1. Variables socio-démographiques

3.1.1. Population

La production des déchets augmente avec l'accroissement de la population. C'est un facteur principal de l'accroissement des flux des déchets, soit dans les pays développés ou dans les pays en développement. Entre 1980 et 2011, la population

⁵²Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement, Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale (France).

⁵³EPA (1999), National Source Reduction Characterization Report For Municipal Solid Waste in the United States, page 9.

algérienne est passée de 18,6 à 36,3 millions d'habitants, entraînant en même temps, une augmentation des quantités de déchets. Deux indicateurs fréquemment utilisés dans les rapports nationaux sur la quantité des déchets produits, la production totale et la production par habitant, cette dernière peut être urbaine ou rurale. Dans le cas de notre étude, la production par habitant dans le milieu urbain en 1980 a été de 0,76 kg par jour, et de 0,5 kg par jour dans le milieu rural.

Moon (1994) trouve une forte corrélation entre la quantité de déchets et la population totale avec un coefficient de corrélation de 0,67, et un coefficient de 0,54 avec la population urbaine. Ward et Li (1993) indiquent que si la population urbaine de Shanghai augmente de dix millions d'ici la fin du XXe siècle, les déchets ménagers annuels devraient dépasser 3,2 millions de tonnes, soit une moyenne de 8 800 tonnes par jour. Dahlén et al., (2009) indiquent que la production de déchets par habitant a tendance à être plus élevée dans les municipalités à forte densité démographique en Suède. La taille de ménage rejoint directement la notion de la population.

3.1.2. Comportement du consommateur

Le comportement du consommateur et les habitudes alimentaires ont des effets sur la production de déchets. Le mode de vie dans les pays développés est différent de celui des pays en développement, ceci se traduit par une différenciation des quantités et de composition des déchets. Le consommateur a tendance à consommer plus, et d'autres côtés la démarche écocitoyenneté s'impose dans les comportements ; ce qui fait deux effets contradictoires qui s'opposent. Plusieurs facteurs permettent d'expliquer l'influence des comportements de consommateurs sur la production de déchets : le poids des produits, la composition du panier des ménages, les caractéristiques des biens consommés, le niveau de revenu, la taille des ménages. Dans ce cas un ménage sensible aux problèmes environnementaux effectuera plus d'effort de réduction à la source.

3.2. Variables macro-économiques

3.2.1. Produit Intérieur Brut (PIB)

Au niveau macro-économique, l'indicateur de tendance le plus utilisé pour déterminer la production des déchets est le taux de croissance national annuel (PIB). L'utilisation du produit intérieur brut suppose que la production de déchets est proportionnelle à l'activité économique. Plusieurs éléments qui composent le PIB peuvent être distingués : consommation, investissement, importation/exportation. La croissance économique et les quantités des déchets augmentent dans le même sens, et cela par un effet mécanique. Dans ce contexte, le niveau de consommation des ménages et l'intensité de déchets contenus dans les biens consommés influencent la quantité des déchets ménagers. Il existe ici un effet quantitatif (volumes consommés) et qualitatif (composition des biens).

Ce qui concerne l'influence de **revenu** sur la production des déchets reste incertain. Le rapport de l'OCDE d'août 2000, «*Strategic waste prevention* » signale que la production des déchets dans les pays de l'OCDE a augmenté entre 1980 et 1995 parallèlement au PIB et aux dépenses de consommation. En 1995, la production totale de déchets était de 485 millions de tonnes, et la production des déchets municipaux par habitant est passée de 410 kg en 1980 à 510 kg en 1995, soit une augmentation de 25 %. Dans un niveau plus détaillé, la croissance sectorielle permet d'effectuer une analyse plus précise de la croissance de la production et de la consommation au niveau sectoriel. Elle a comme objectif d'estimer les effets sur la production de déchets industriels et ménagers.

Un certain nombre d'études ont examiné la relation entre les facteurs économiques et la production de déchets au niveau macro. Dans une étude sur les déchets municipaux de Hong Kong, [Boxall et Yung \(1984\)](#) ont montré que pour la période 1974-1983 il y avait une relation très forte entre les déchets totaux (sources résidentielles et autres) et le PNB de l'année précédente.

3.2.2. Dépenses individuelles de la consommation (DIC) (*Personal Consumption Expenditures*)

Le choix de dépenses individuelles de la consommation comme variable explicative de la production des déchets solides suppose que celle-ci influence cette dernière puisque les dépenses des ménages reflètent les produits et les marchandises qui sont achetés, utilisés et finissaient comme DSM. L'agence de protection environnementale américaine (EPA) estime que la variable DIC était le facteur le plus approprié à expliquer la génération de DSM. En utilisant des régressions linéaires, la corrélation avec le DIC réel est plus haute qu'avec le PIB réel. L'utilisation de DIC et PIB réels ont été préférable pour analyser la production de DSM et cela afin d'éviter des effets d'inflation au lieu de DIC et PIB nominaux (EPA, 1999).

3.3. Coût des intrants

Nous distinguons les coûts des intrants selon la nature des marchés des matières premières, biens intermédiaires ou énergie. En principe, la hausse des coûts des intrants entraîne une baisse des quantités de ces intrants et des quantités de déchets. On enregistre un effet de substitution entre les intrants et/ou les facteurs de production, qui peut influencer la production des déchets. Et inversement, en cas de baisse de coûts des intrants.

3.4. Variables environnementales

3.4.1. Coûts et capacités de traitement / élimination des déchets

En effet, le choix entre les divers modes de traitement des déchets (élimination, recyclage, valorisation) incite les producteurs de déchets, notamment de déchets industriels, à réduire leurs quantités des déchets à la source en raison des hausses des coûts de traitement à condition que ces coûts soient assumés par ces producteurs. Lorsque la tarification de service de collecte et d'élimination est assurée par une redevance incitative type REOM, les ménages ont intérêt à réduire leurs déchets.

3.4.2. Politique environnementale

L'objectif d'une politique environnementale est d'améliorer la qualité de l'environnement et le cadre de vie des citoyens. Pour cela les États imposent des mesures et des normes de traitement de déchets, afin de réduire les quantités de déchets et d'augmenter le recyclage. Il existe plusieurs instruments de la politique de déchets qui peuvent influencer la réduction des flux des déchets, notamment, les instruments réglementaires (par exemple : tri sélectif), économiques (fiscalité, exonérations d'impôt), et des instruments de sensibilisation / d'information. Ces instruments ont en principe des effets quantitatifs et qualitatifs sur la réduction des déchets.

3.5. Progrès technologique

Le progrès technologique a un impact sur les produits et sur le processus de production. Dans une situation de concurrence, les entreprises cherchent à minimiser les coûts de production et d'avoir une meilleure compétitivité sur le marché de produits et de technologie. Ce progrès technologique a tendance à influencer la production des déchets dans le sens d'une baisse du poids unitaire de biens, ce qui se traduit par la diminution de l'intensité de déchets. En outre, le progrès technique permet la mise sur le marché de nouveaux produits de consommation qui génèrent d'autres déchets. Donc, la contribution du progrès technologique au flux de déchets est incertaine.

3.6. Variables géographiques / naturelles et climatiques

Nous entendons par variables géographiques l'ensemble de caractéristiques d'un quartier, d'une ville ou d'une région de point de leurs emplacements ou leurs localisations par rapport aux différentes infrastructures de transport et des installations d'élimination/traitement de déchets existantes. L'impact de cette variable peut être positif ou négatif sur la production de DSM, notamment en matière de transfert de déchets d'une région à une autre. Elle est utilisée dans les estimations au niveau local ou régional. [Moon \(1994\)](#) a analysé la variation des quantités de déchets dans 48

districts de l'État d'Ohio durant une période donnée en utilisant une régression multiple. Sur cinq variables géographiques, deux seulement ont été significatives, l'emplacement par rapport à une frontière d'État (terre) et l'emplacement par rapport au Lac Érié (mer). Ces deux variables influencent directement l'accessibilité aux installations de traitement notamment le transport de DSM des États voisins d'où l'existence d'un pont limitant le poids de passage réduira positivement ou négativement la quantité totale de DSM de ces États. [Jenkins \(1993\)](#) montre qu'en plus des variables socioprofessionnelles, le niveau de précipitation et la température moyenne ont un effet positif significatif sur la quantité de déchets produite.

La saisonnalité est considérée comme un facteur environnemental qui peut influencer la production de déchets. [Matsuto et Ham \(1990\)](#) ont observé une forte fluctuation saisonnière de la production de déchets dans la ville de Madison au Wisconsin États-Unis avec des quantités les plus basses en mois de février puis à atteindre son niveau le plus fort d'intensité en mois de mai, suivi d'août et d'octobre. Dans cette même étude, l'effet de saison a été aussi enregistré à Sapporo (Japon) avec la production la plus basse en février suivie des pics en avril, mai, août, octobre et novembre. L'explication de la production des déchets par des tendances temporelles (base saisonnière) nécessite de collecter des données cohérentes sur l'ensemble de la période d'étude. Cependant, en pratique, ceci est souvent difficile à réaliser.

4. Projection de DSM en Algérie : Approche nationale-série temporelle

Nous procédons dans cette quatrième section à une analyse empirique des flux des déchets en Algérie et nous réalisons une projection des quantités des déchets municipaux pour 2025. Cette projection est basée sur une approche qui utilise des données temporelles au niveau national.

4.1. Présentation des données

Dans cette partie de l'étude, nous présenterons les différentes étapes effectuées pour définir le lien entre la production des déchets municipaux et les variables macro-

économiques. Nous définirons les variables explicatives et la variable expliquée, ainsi que les sources de nos données dans un premier lieu. La deuxième étape consistera à présenter le modèle économétrique basé sur les séries temporelles, et enfin les résultats obtenus.

Il s'agit d'abord des données sur la production globale des déchets en Algérie, ainsi que des données des principaux facteurs macro-économiques qui peuvent expliquer le flux de déchets.

Nous utiliserons comme variable à expliquer, **la quantité annuelle des déchets municipaux au niveau national (W_m^t)** exprimée en tonnes durant la période 1994-2008. Nos données sont issues des rapports du ministère chargé de l'environnement, des rapports réalisés par l'agence nationale des déchets (AND), et des rapports des bureaux d'études notamment GTZ. Les données historiques ont été complétées par une étude réalisée en 2005 par la banque mondiale dans le cadre de programme Metap, ainsi que par le rapport de CNES⁵⁴ de 2002 sur l'état de l'environnement en Algérie et des publications dans la presse nationale. Ces données souffrent d'un risque d'incertitude suite à la méthode utilisée pour quantifier les volumes de déchets. Les services communaux chargés de la collecte des déchets municipaux se basent sur un système de comptage du nombre de rotations des camions par jour multiplié par la capacité de la collecte. D'autres rapports utilisent la production des déchets *per capita* comme indicateur en multipliant le ratio par habitant par la population d'une année donnée.

Tableau 21 : Estimation de l'émission totale des DMA M tonne

Année	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05	06	07	08
(W_m^t)	4,51	5,17	5,81	5,95	6,29	6,97	7,58	8,03	8,63	9,09	9,49	10,5	11,8	13,1	14,5

Source : AND, MATE, Metap, CNES, Presses

Mais globalement, les données relatives à la production des déchets municipaux reflètent en grande partie la réalité du flux de déchets produits sur l'ensemble du territoire algérien. En général, les déchets municipaux en Algérie sont composés d'une grande partie des déchets organiques et d'emballages. Une petite partie représente des déchets d'équipements électroménagers (**DEE**).

⁵⁴ Conseil National Economique et Social.

Nos variables explicatives sont des variables relatives aux facteurs macro-économiques, notamment le PIB et les dépenses de la consommation finale individuelle des ménages (*CFIM^t*) dans une année donnée. La source principale des données concernant le **PIB** est le ministère des finances algérien et l'office national des statistiques (ONS). Ces données ont été comparées avec plusieurs études et rapports réalisés par des institutions internationales (BM, FMI... etc.) sur la situation macro-économique en Algérie afin d'obtenir des données fiables. Le PIB est donné en monnaie nationale (milliards de Dinard algérien DA, valeur constante de 1993). Il recouvre la période de 1994 à 2008. En septembre 2005, le bilan du système des Nations Unies en Algérie montre que durant la période 1999-2003 le Produit intérieur brut (PIB) a atteint un taux moyen de 3,8%, soit à un rythme d'accroissement nettement plus rapide que celui de la population. En 2004, la croissance du PIB a atteint 5,2%.

Tableau 22 : Évolution du PIB en Algérie entre 1993 et 2008 (valeur constante 1993)

ANNEE	Le PIB Mrds DA	Le PIB Mrds US.\$	PIB par habitant US.\$
1994	1 487,4	42,4	1542
1995	2 004,9	42,0	1498
1996	2 570,0	46,9	1643
1997	2 780,2	48,2	1658
1998	2 830,4	48,2	1633
1999	3 248,2	48,7	1627
2000	4 098,8	54,4	1790
2001	4 235,6	54,8	1775
2002	4 537,7	56,9	1816
2003	5 264,2	68,0	2136
2004	6 112,0	84,8	2621
2005	7 563,6	102,60	3150
2006	8 520,5	116,46	3478
2007	9 306,2	134,304	3968
2008	11069.0	173,882	4041
2015	-	-	-
2025	28396.00	-	-

Source : Ministère des Finances, ONS

Dans son rapport sur l'évolution économique et monétaire en 2005, la Banque d'Algérie constate que le produit intérieur brut par habitant a progressé de 18,5% en 2005 par rapport à l'année 2004 et a quasiment doublé en six ans, passant de 1627 dollars en 1999 à 3150 dollars en 2005.

Les données sur la **consommation finale des ménages** en Algérie proviennent du tableau Entrées/Sorties, ainsi que des travaux de l'ONS de 1994 à 2007. La

(*CFIM^t*) est exprimée en valeur monétaire (DA). Elle représente les dépenses des ménages algériens sur une année donnée en biens de consommation durables, semi-durables et alimentaires. Les dépenses de consommation constituent un indicateur de la distribution de la richesse nationale. Les dépenses de consommation des ménages se sont élevées en 2007 à 2,893 milliards de DA et représentent près de 36% du PIB. Les dépenses consacrées par les ménages aux produits alimentaires en 2000 représentent près de 45% des dépenses totales, contre 52,5% en 1988 (CPP, 2004).

Tableau 23 : Évolution CFIM en millions de DA

Année	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Consommation Finale Individuelle des Ménages	1068991	1103 081	1 319 393	1 411 669	1 531 502	1 642 338	1 684 862	1817 277
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2025
	1954 242	2089 319	2 319 678	2 550 479	2 647 000	2 908 907	3 274 309	

Source ONS

La population (Pop) : les données relatives à la population algérienne proviennent de l'ONS de 1994 à 2008. Pour connaître la situation démographique en Algérie, l'ONS réalise chaque année une enquête basée sur quatre événements démographiques (naissances, décès, mort-nés et mariages). Il s'agit d'un recensement mensuel des faits d'état civil qui permet de procéder à des estimations de la population. Ces données ont été corrigées par l'ONS suite au recensement de la population de 1998 et à l'enquête sur la santé de la famille de 2002 réalisée par le ministère de la santé algérienne, puis par le recensement de 2008. La population algérienne a été multipliée par trois en l'espace de 45 ans. Elle est passée de 10,2 millions d'habitants en 1962 à 34,8 millions en 2008. Le taux de croissance annuel moyen s'est situé à près de 3,5% sur la période 1962-1977, pour passer à 3,06 % pour la décennie 1977-1987, et à 1,53 % pour l'année 2008. Il est attendu que la population algérienne approche les 38 millions en 2015. La part de la population urbaine ne cesse d'augmenter, elle est passée de 51,3% en 1994 à près de 60% en 2008.⁵⁵

⁵⁵ L'ONS donne un chiffre de 36.3 millions d'habitants au 1er janvier 2011.

Tableau 24 : Évolution de la population urbaine/rurale en Algérie entre 1994 et 2005

ANNEE	Population totale	%
1994	27496000	
1995	28060000	2,05
1996	28566000	1,80
1997	28612994	0,16
1998	29100861	1,70
1999	29809581	2,43
2000	30003450	0,65
2001	30520185	1,72
2002	31103804	1,91
2003	31238627	0,43
2004	31276191	0,12
2005	32311905	3,31
2006	32834044	1,61
2007	33693344	2,61
2008	34868776	2,05
2025	45899657	

Source : CNES 2008, et ministère de l'habitat, ONS

4.2. Méthodologie et modèle économétrique

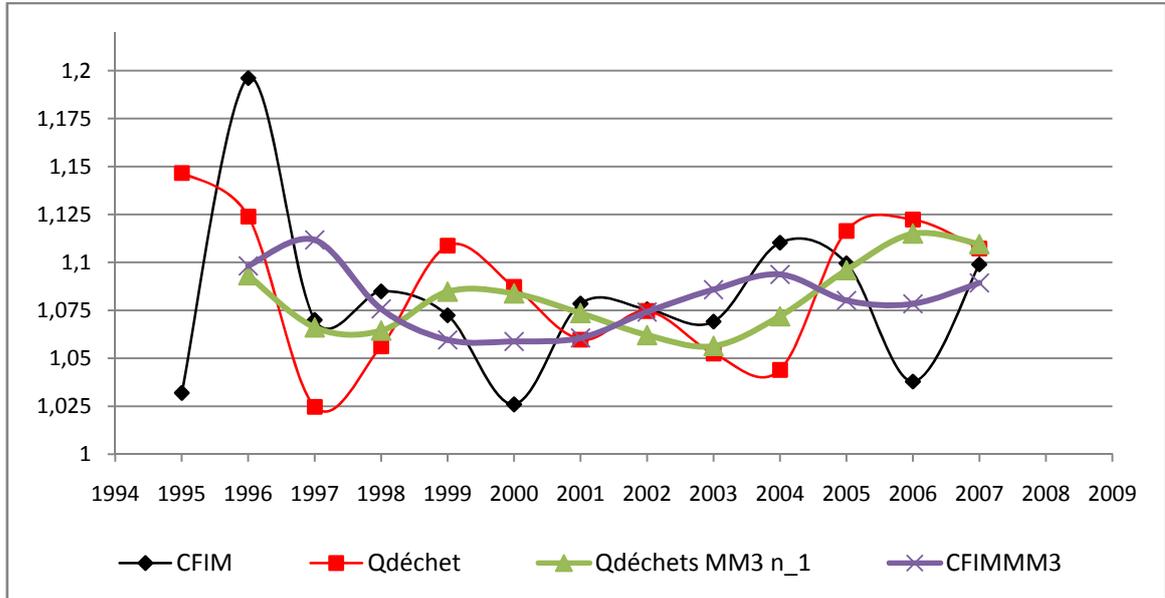
Dans cette analyse économétrique proprement dite, et pour tenir compte de l'incertitude des données relatives aux quantités des déchets ménagers, nous avons calculé :

- Les corrélations existantes entre la production de DSM totale et les variables macro-économiques sélectionnées.
- Les diverses régressions pour identifier, par le logiciel *Eviews*, les variables explicatives les plus significatives.
- Les estimations de la projection DSM par différents modèles via la commande *Forecast* de logiciel *Eviews*.
- Une comparaison de différentes projections obtenues par les divers modèles appliqués.

4.2.1. Évolution de gisement de déchets : comparaison avec la consommation des ménages

Avant d'entamer la partie économétrique, nous examinons la relation qui peut exister entre la quantité de déchets produite et la consommation finale des ménages en dinars constants d'une part, en tonnes d'autre part.

Graphique 6 : Évolution comparée de la CFIM et la production de déchets



Nous avons utilisé les données de la CFIM en dinars constants 1993 (voir le tableau 23). Le graphique 6 présente les évolutions de flux de déchets et de la CFIM de 1994 à 2008. Ces données sont mesurées par [la valeur de l'année (n)/valeur de l'année (n – 1)]. La courbe (QdéchetsMM3) et (CFIMMM3) sont en moyennes mobiles sur trois ans. Le graphique montre l'existence des périodes totalement divergentes des évolutions des deux séries en moyenne mobile notamment en 1998, 2002 et 2005. Durant les autres périodes, les deux évolutions suivent le même sens. Cette divergence est d'origine de la nature des biens de consommation notamment les biens semi-durables et durables qui donnent des déchets les années suivantes l'achat de biens.

4.2.2. Études des corrélations

Le tableau 25 représente les corrélations des variables obtenus via le logiciel Eviews.

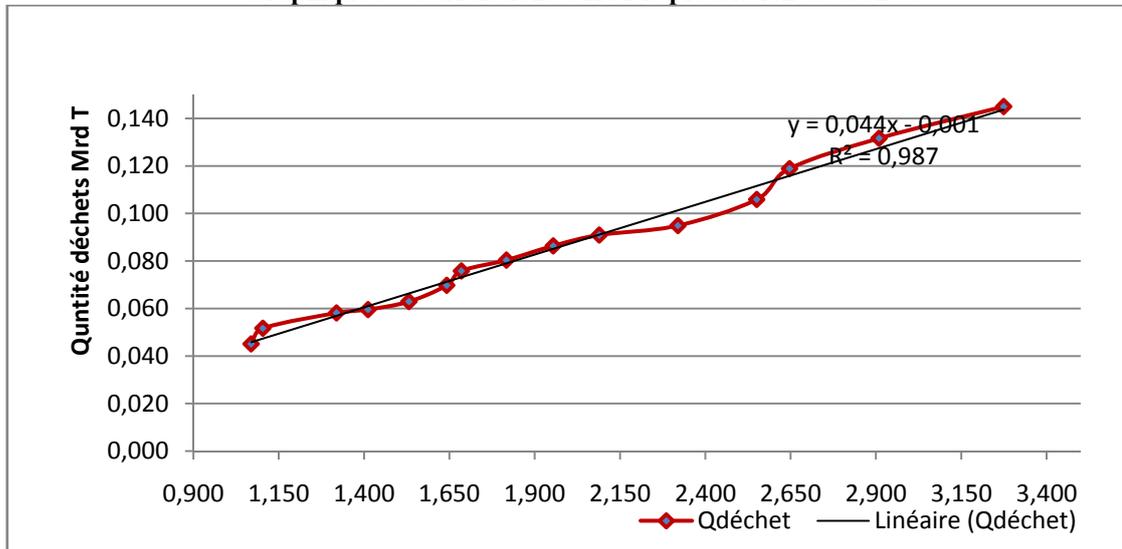
Tableau 25 : Tableau des corrélations

	Déchets
CFIM	0.991
PIB	0.991
POP	0.992

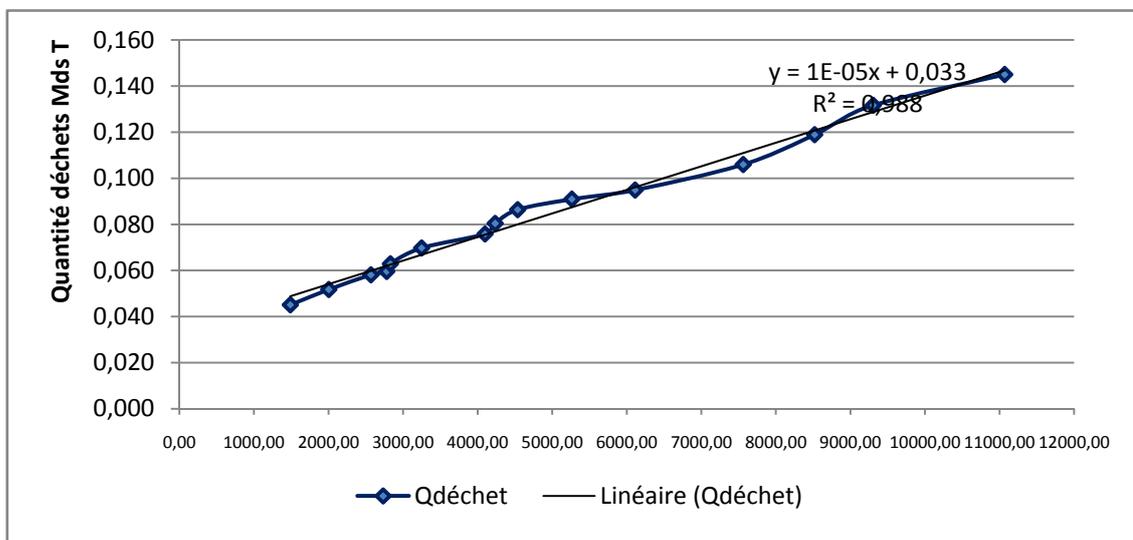
Dans l'ensemble, les corrélations avec la variable expliquée, la production des déchets municipaux (W_m^t), sont très élevées : de 0,99 % pour les trois variables explicatives, PIB, CFIM et POP.

Le graphique 7 montre que la liaison entre la production d’DSM et la consommation des ménages est linéaire (les deux séries sont croissantes). L’ajustement est globalement bon, avec un R^2 égal à 0,98. Nous constatons des phénomènes identiques pour les autres variables.

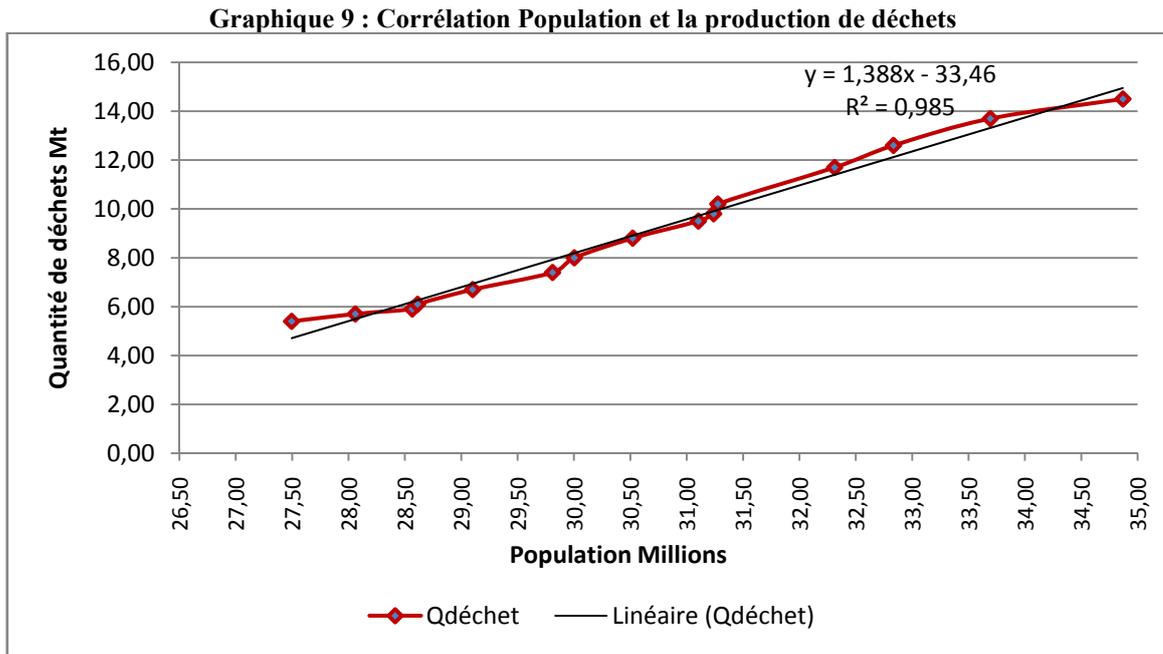
Graphique 7 : Corrélations CIFM la production de déchets



Graphique 8 : Corrélation PIB et la production de déchets



La population globale est corrélée positivement avec la production et de DSM ; celle-ci a tendance à évoluer dans le même sens que la population (POP). Cela s’explique par le fait que la production de DSM est croissante au cours des ans.



4.3. Modèle économétrique

Nous proposons d'utiliser ici le modèle développé par Beede et Bloom (1995) pour réaliser notre projection des déchets municipaux en Algérie. Nous cherchons à estimer l'impact de la croissance économique sur la production des déchets solides ménagers (DSM). Le premier indicateur choisi est le PIB global. Nous avons utilisé une forme quadratique pour cet indicateur afin de tester la relation non-linéaire entre la quantité des déchets municipaux et la richesse, ainsi pour tester l'existence d'une courbe de Kuznet environnementale (CKE) en matière des déchets. Le modèle est estimé par la méthode de moindres carrés ordinaires (MCO).

$$W_m^t = f(PIB^t, PIB^t * PIB^t, POP^t)$$

La fonction f est supposée être une fonction log-linéaire, et s'écrit :

$$\text{Log}(W_m^t) = \alpha_0 + \beta_0 \text{Log}(PIB^t) + \beta_1 \text{Log}(PIB^t * PIB^t) + \beta_2 \text{Log}(POP^t) + \varepsilon \quad (21)$$

Où, (W_m^t) , est la quantité des déchets solides municipaux produits dans l'année (t) par l'ensemble des usagers de service de déchet, exprimée en millions de tonnes. Le (PIB^t) représente le produit intérieur brut de l'année (t) , il est donné en milliards de DA constant de 1993. (POP^t) indique la population algérienne d'une année donnée

(t). Les coefficients β_0 , β_2 représentent les élasticités de PIB, population de production des DSM. Dans la seconde estimation $CFIM^t$ représente la consommation finale individuelle des ménages de l'année (t) donnée en Millions DA.

$$\text{Log}(W_m^t) = \alpha_0 + \beta_0 \text{Log}(CFIM^t) + \beta_1 \text{Log}(CFIM^t * CFIM^t) + \beta_2 \text{Log}(POP^t) + \varepsilon \quad (22)$$

En raison de l'absence de prévisions sur le PIB et sur la population en Algérie, nous supposons que la population algérienne augmente avec un taux moyen de 1,63% chaque année⁵⁶. L'ONS estime la population algérienne à 35,1 millions d'habitants au 1^{er} janvier 2009 et à 36,3 millions d'habitants au 1^{er} janvier 2011. Nous supposons aussi que le PIB et CIMF suivent les mêmes tendances de 1994 à 2008 pour la prévision de 2025, avec un taux de croissance annuel moyen de 3,4% et 8,34% respectivement.

4.4. Résultats

Le tableau des résultats contient les estimations des coefficients, les différents tests (*Student, Fischer, Durbin-Watson*). Pour le modèle (M1) nous avons obtenu la régression suivante :

$$\text{Log}(W_m^t) = -50.098 + 0.504 \text{Log}(PIB^t) - 0.014 \text{Log}(PIB^t * PIB^t) + 2.843 \text{Log}(POP^t) + \varepsilon$$

Tableau 26 : Estimation des coefficients modèle M1

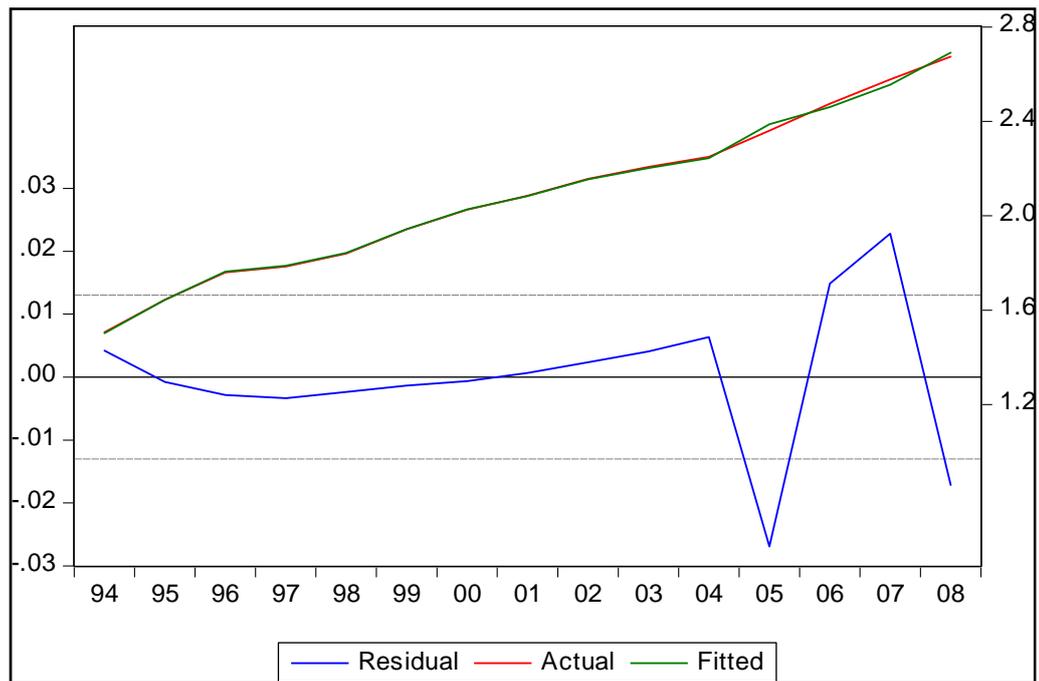
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	-50.09807	3.814208	-13.13459	0.0000
LPOP	2.843665	0.227881	12.47873	0.0000
LPIB	0.504985	0.089360	5.65119	0.0001
LPIB*LPIB	-0.014974	0.005645	-2.65256	0.0225
R-squared	0.998886	Mean dependent var		2.085940
Adjusted R-squared	0.998582	S.D. dependent var		0.346004
S.E. of regression	0.013031	Akaike info criterion		-5.619758
Sum squared resid	0.001868	Schwarz criterion		-5.430944
Log likelihood	46.14818	Hannan-Quinn criter.		-5.621769
F-statistic	3286.356	Durbin-Watson stat		2.439459
Prob(F-statistic)	0.000000			

Les probabilités de *t-student* montrent que les variables sont toutes très significatives. Cela signifie l'existence d'une forte relation entre les quantités des déchets produites

⁵⁶ Pour qu'elle atteigne 35,61 millions d'habitants en 2010 et 45,89 millions d'habitants en 2025.

au niveau des municipalités et ces deux facteurs. Cependant, la relation de la production des déchets municipaux n'est pas linéaire, elle est croissante avec un taux décroissant d'où le signe de la variable quadratique du PIB a un signe négatif. L'explication que nous pouvons donner ici est la richesse des individus peut se manifester par des éléments qui sont non producteurs de déchets municipaux ou par des biens qui sont durables ou semi-durables.

Graphique 10 : Représentation de la série observée, ajustée et des résidus M1



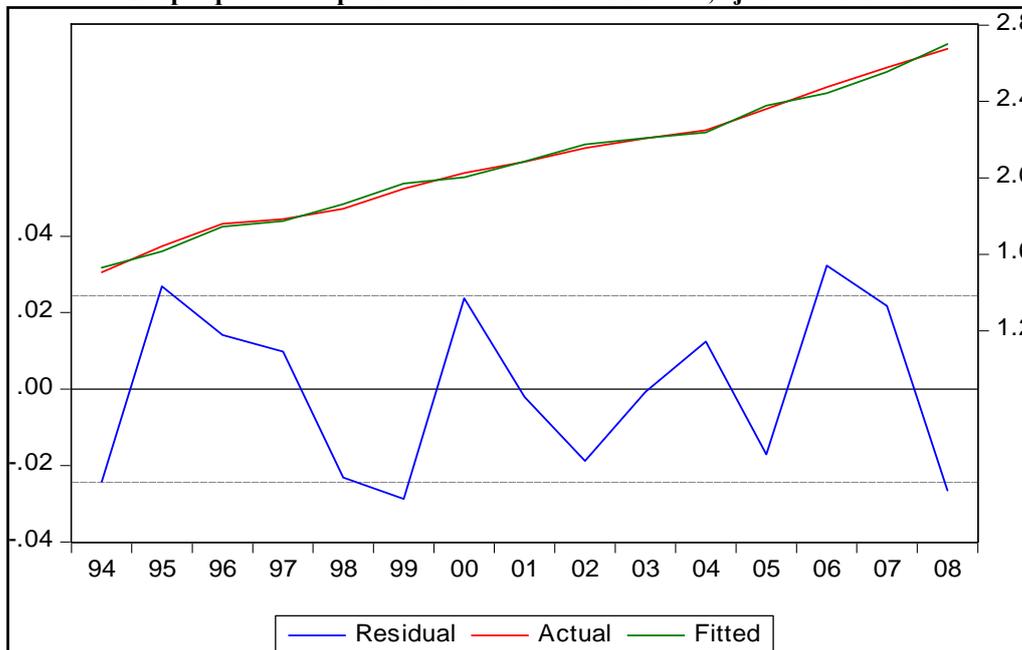
Contrairement au modèle précédent, la variable PIB a été remplacée par la variable *CFIM* dans la régression. La variable population reste toujours significative avec une probabilité critique proche de zéro. Tandis que la variable *CFIM* est positive et significative à 95 % et *CFIM*² a un coefficient négatif. L'explication est similaire à la précédente concernant le PIB puisque la consommation finale des individus est une composante du PIB.

$$\text{Log}(W_m^t) = -84.87 + 3.10\text{Log}(CFIM^t) - 0.097 \text{Log}(CFIM^t * CFIM^t) + 3.63\text{Log}(POP^t) + \varepsilon$$

Tableau 27 : Estimation des coefficients M 2

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	-84.87353	17.46484	-4.859680	0.0005
LPOP	3.632134	0.601133	6.042141	0.0001
LCFIM	3.100133	1.455764	2.129558	0.0566
LCFIM*LCFIM	-0.097809	0.052754	-1.854055	0.0907
R-squared	0.996087	Mean dependent var		2.085940
Adjusted R-squared	0.995020	S.D. dependent var		0.346004
S.E. of regression	0.024418	Akaike info criterion		-4.363841
Sum squared resid	0.006558	Schwarz criterion		-4.175027
Log likelihood	36.72881	Hannan-Quinn criter.		-4.365852
F-statistic	933.3799	Durbin-Watson stat		2.114521
Prob(F-statistic)	0.000000			

Graphique 11 : Représentation de la série observée, ajustée et des résidus M2



Les deux modèles sont significatifs avec un R^2 égal à 1.

4.5. Projections, conclusions et discussions

Afin de réaliser nos projections, nous avons retransformé la variable dépendante. Le modèle log linéaire $\ln W_m^t = x'\beta + \mu$ implique que $W_m^t = \exp(x'\beta)\exp(\mu)$, donc, $E(W_m^t|x_i) = \exp(x'\beta)E\{\exp(\mu_i)\}$. La procédure pour prédire $\ln W_m^t$ en prenant l'exponentielle est fautive parce que : $Exp\{E(\ln W_m^t)\} \neq E(W_m^t)$ (Cameron et Trivedi, 2009, page 103)

Les projections des quantités de déchets à l'horizon de 2025 sont obtenues par la commande *Forecast*. La méthode de prévision utilisée par *Eviews* sera présentée dans

l'analyse des données de panel un peu plus tard. Il est intéressant de chercher à savoir quel pourrait être le flux total de DSM produit à l'horizon 2025 si les tendances macroéconomiques observées sur la période 1994-2008 étaient prolongées à l'identique. Les estimations montrent qu'il y aurait un accroissement du flux de DSM à environ 40 millions de tonnes selon les différents facteurs macro-économiques explicatifs utilisés dans les divers modèles.

Dans le cas où la production de DSM est reliée à la population et au PIB, le modèle (M1) montre que la production des DSM doublera d'ici 2025, soit 39,42 millions de tonnes ce qui fait un ratio par habitant de 2,35kg par jour. Les hypothèses de base de ce modèle sont : le PIB doublera d'ici 2025 ; la population augmentera pour atteindre 45,8 millions ; aucune politique environnementale n'est mise en œuvre (plus précisément, absence totale de tri sélectif et de réduction à la source) ; le maintien de taux de recyclage à son niveau actuel (2%).

Parmi les explications qui peuvent être à l'origine d'effet de la population sur la quantité des déchets en plus de l'accroissement du nombre d'habitants, nous enregistrons l'augmentation de la population urbaine suite à l'amélioration de la qualité de vie au sein des grandes villes et à l'exode rural. Le taux de la population urbaine est passé de 51,3 % en 1994 à 59,85 % en 2005. Ceci dit que cette augmentation engendrera des changements au mode de consommation des habitants issus de zones rurales qui se reflète par des augmentations de quantités de déchets produites au niveau des zones urbaines.

La projection de la production de DSM sur la base de la consommation finale des ménages développée dans le modèle (M2) montre une augmentation durant la période 2009 à 2025, en passant de 14,9 millions de tonnes en 2008 à 42,98 millions de tonnes en 2025, soit 2,56 kg par jour par habitant.

Tableau 28 : Estimation de la production future de DSM en Algérie en 2025

	Modèle 1	Modèle 2
DSM ajustée en 2008 M/t	14,6	14,9
Estimation DSM en 2025M/t	39.42	42.98
Ratio DSM par habitant kg par jour	2,35	2,56
En cas de recyclage à 20%	31,53	34,38

Dans l'hypothèse où la politique environnementale mise en place par le gouvernement algérien à travers le programme de gestion des déchets municipaux atteint leurs objectifs, soit un taux de recyclage de 20 % en 2025, en parallèle avec une forte politique préventive des déchets (augmentation de l'effort de réduction à la source), les quantités de DSM seront entre 31 et 34 millions de tonnes (*cf le tableau 28*).

5. Projection de DSM : Approche régionale - données de panel

Dans cette approche nous estimons la quantité totale des déchets en Algérie en prenant en considération des caractères d'attractivité des territoires au niveau des 48 wilayas d'Algérie. Nous entendons par le concept d'attractivité la capacité d'une ville à attirer et à maintenir les facteurs de production ; habitants, commerces et entreprises. L'objectif est de déterminer les facteurs qui influencent la production des déchets dans une zone par rapport à une autre afin de réaliser une projection pour 2025. Les données utilisées sont présentées ci-après.

5.1. Présentation des données

Notre variable endogène reste toujours la quantité des déchets totale produite au niveau de chaque wilaya exprimée en tonnes. Nos données proviennent des études réalisées par l'agence nationale des déchets, elles couvrent la période de 1997 à 2008. Concernant les variables exogènes, nous intégrons dans le modèle les variables suivantes :

Densité (DENS) : La variable explicative la plus utilisée dans les études empiriques est la population. Nous utilisons ici la densité de la population au lieu de la population afin de mesurer l'influence de ce facteur d'attractivité des territoires au niveau de 48 wilayas du pays. Les données relatives à la densité ont été calculées en utilisant le recensement de la population publié par l'office national des statistiques et elles couvrent la période de 1997 à 2008. Cinq recensements généraux de la

population et d'habitat (RGPH)⁵⁷ ont été réalisés en 1966, 1977, 1987, 1998 et 2008. Les statistiques entre les deux périodes sont des estimations effectuées par L'Office National des Statistiques sur la base du nombre des naissances et de décès enregistrés chaque année au niveau de chaque wilaya. Nous nous attendons à ce que cette variable influence positivement la production des déchets.

Petite et moyenne entreprise (PME) et Artisanat (ART) : Les données relatives aux PME et aux artisanats sont issues du ministère des PME et de l'artisanat.⁵⁸ Elles englobent deux types de PME ; publiques et privées. Le recensement du nombre de PME est basé sur les entreprises déclarées auprès de la Caisse Nationale des Assurances sociales (CNAS). Le champ de l'activité des PME privées est très large, vingt-deux secteurs sont concernés dont les secteurs du BTP et le commerce restent les plus attractifs. Le nombre de PME par an prend en compte les créations, les réactivations et les radiations de celles-ci afin de comptabiliser que les PME activent durant la même année. En revanche, les PME publiques exercent leurs activités dans 33 secteurs publics (tourisme, transports...). Quant aux artisans, leur dénombrement est effectué auprès des 31 Chambres de l'Artisanat et des Métiers (CAM) et prend en compte le nombre des inscrits ainsi que le nombre des radiés au 31 décembre de chaque année. Trois natures d'activité artisanale sont concernées ; artisanat de production de biens, artisanat de production de services et l'artisanat traditionnel. Ces artisans sont soit des artisans individuels, des coopératives où des entreprises artisanales. Dans notre étude, nous nous concentrons sur les données des PME et Artisans repartis sur les 48 wilayas de pays. L'inclusion de cette variable dans notre modèle est justifiée par le fait que ces dernières sont concernées par la TEOM. Nous nous attendons à une relation négative entre cette variable et la production des DMA.

Commerçants : D'autres variables ont été introduites dans notre modèle, elles concernent les données relatives aux nombres de commerçants inscrits au sein du Centre National du Registre du Commerce (CNRC). Nous distinguons deux catégories de commerce : le commerce en gros (**COM_GT**) et le commerce en détail (**COM_D**), soit des personnes morales soit des personnes physiques. Le nombre de commerçants

⁵⁷ <http://rgph2008.ons.dz/>

⁵⁸ <http://www.pmeart-dz.org/fr/statistiques.php>

par an et par wilaya est composé du nombre inscrit en déduisant les radiations afin d'obtenir les commerçants actifs. Ces deux catégories de commerçants ont tendance à influencer la production des DSM.

5.2. Modèles et résultats

5.2.1. Modèle

Le modèle utilisé ici est inspiré du modèle de [Beede et Bloom \(1995\)](#). Nous cherchons à estimer l'impact de l'attractivité économique des wilayas sur la production des déchets solides ménagers (DSM). Le modèle général s'écrit sous la forme suivante :

$$\begin{aligned} \text{Log}(\text{waste}_{wt}) = & \alpha + \beta_1 \log(\text{DENS}_{wt}) + \beta_2 \log(\text{PME}_{wt}) + \beta_3 \log(\text{COM}_{D_{wt}}) + \\ & \beta_4 \log(\text{COM}_{GT_{wt}}) + \beta_5 \log(\text{ART}_{wt}) + \varepsilon_{wt} \end{aligned} \quad (23)$$

Dont, (waste_{wt}) représente la quantité des DSM produites par l'ensemble des habitants, commerçants, artisans et entreprises au niveau de la wilaya (w) durant l'année t . (DENS_{wt}) est la densité de la population de chaque wilaya. (PME_{wt}) est le nombre de petites et moyennes entreprises actives. ($\text{COM}_{D_{wt}}$), ($\text{COM}_{GT_{wt}}$) sont le nombre de commerçants de détail, et de gros respectivement. (ART_{wt}) est le nombre des artisans. ε_{wt} le terme d'erreur. Les coefficients β_i représentent les élasticités de DENS , PME , COM_{GT} , COM_{D} , et ART de production des déchets solides.

5.2.2. Statistique descriptive

Le tableau ci-dessus présente l'ensemble des statistiques descriptives de nos données de panel utilisées lors de la régression. Nous constatons que la quantité moyenne des déchets est d'environ 198 788 tonnes, et une population moyenne de 644895 habitants.

Tableau 29 : Statistiques descriptives

	Déchet	COM_ D	COM_ GT	DENS	ART	SUP	POP	PME
Moyenne	198788	8852.62	837.18	204.79	148.69	49319.29	644895.4	4613.20
Médiane	170529	7820.5	542	92.22	77	6634.00	608549.0	3451.50
Maximum	1404735	56457	9575	3621.54	1603	557906.0	2929827.	35296.0
Minimum	3895	1.00	20.00	0.11	1.00	809.00	26605.00	412.00
Probabilité	0.000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Observations	528	528	529	528	528	528	528	528

Des fortes corrélations existent entre la production des déchets totale au niveau des 48 wilayas et les variables explicatives, elle est de 0,96 pour le commerce en détail, et 0,91 avec le commerce en gros et des coefficients assez importants pour le reste des variables.

Tableau 30 : Tableau des corrélations

	Quantité de déchets
ART	0.60
COM_D	0.96
COM_GT	0.91
DENS	0.76
PME	0.89

5.2.3. Résultats des régressions

Le tableau 31 synthétise les résultats des coefficients et de leurs *p-values* estimées par les modèles MCO, Within, Between ainsi que trois autres évaluations de MCG. L'estimateur de Wallace et Hussain, l'estimateur de Wansbeek et Kapteyn et l'estimateur de Swamy and Arora donnent en plus des coefficients des variables, les valeurs de σ_μ , σ_ν . Les estimations réalisées sous Eviews pour l'estimateur Swamy et Arora (1972), donne un $\hat{\sigma}_\mu = 0,24$, $\hat{\sigma}_\nu = 0,08$, $\hat{\rho} = \hat{\sigma}_\mu^2 / (\hat{\sigma}_\mu^2 + \hat{\sigma}_\nu^2) = 0,89$.

Tableau 31 : Différents modèles d'estimation

	LDENS	LPME	LCom_gt	LCom_d	LArt	ρ	σ_μ	σ_ν
OLS	0.128 (0.000)***	-0.017 (0.726)	0.241 (0.000)***	0.545 (0.000)***	-0.054 (0.000)***			
Within	2.729 (0.000)***	0.112 (0.020)**	0.011 (0.277)	0.346 (0.000)***	0.041 (0.006)***	0.99	5.7	0.08
Between	0.082 (0.016)**	-0.090 (0.538)	0.752 (0.000)***	0.337 (0.002)***	-0.068 (0.009)***			
Wallace et Hussain	0.067 (0.002)***	0.364 (0.000)***	0.047 (0.012)**	0.621 (0.000)***	-0.030 (0.115)	0.74	0.26	0.15
Wansbeek et Kapteyn	2.496 (0.000)***	0.142 (0.003)***	0.013 (0.206)	0.371 (0.000)***	0.039 (0.009)***	0.99	5.70	0.08
Swamy et Arora	0.078 (0.000)***	0.419 (0.000)***	0.037 (0.000)***	0.624 (0.000)***	-0.008 (0.499)	0.89	0.24	0.08
MLE	0.089 (0.005)***	0.425 (0.000)***	0.036 (0.012)**	0.623 (0.000)***	-0.003 (0.837)	0.91	0.39	0.12

Les résultats de différents modèles montrent que la variable densité (**DENS**) à un signe positif est significative à un seuil de plus de 99%. La variable (**PME**) est

significative et positive dans le modèle Within à un seuil de 95% ainsi que dans les trois modèles à effets aléatoires. En revanche cette variable n'est pas significative dans le modèle Between et MCO. Le commerce en détail (**Com_d**) à un signe positif et significatif dans tous les modèles. Le commerce de gros (**Com_gt**) est significatif et positif dans tous les modèles sauf pour le modèle Within et l'estimateur Wansbeek et Kapteyn.

L'activité artisanale (**Art**) est significative et positive dans les modèles Within et dans l'estimateur Wansbeek et Kapteyn, et un effet négatif dans le MCO et Between. En revanche, cette variable n'est pas significative dans le reste des modèles. Nous présentons en détail l'estimation réalisée par les MCO, ensuite par les deux modèles à effets fixes et à effets aléatoires.

Tableau 32 : Estimation par les MCO

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	6.184197	0.303375	20.38467	0.0000
LDENS	0.128066	0.010226	12.52367	0.0000
LPME	-0.017698	0.050652	-0.349413	0.7269
LCOM_GT	0.241226	0.030619	7.878213	0.0000
LCOM_D	0.545034	0.030701	17.75293	0.0000
LART	-0.054100	0.008939	-6.052198	0.0000
R-squared	0.900841	Mean dependent var		11.85979
Adjusted R-squared	0.899891	S.D. dependent var		0.940602
S.E. of regression	0.297607	Akaike info criterion		0.425210
Sum squared resid	46.23336	Schwarz criterion		0.473722
Log likelihood	-106.2553	F-statistic		3.0E-259

L'estimation du modèle avec les MCO se révèle avec un bon degré d'ajustement et la majorité des variables utilisées sont significatives au seuil de 1%, hormis la variable LPME. Notons ici que la variable **LDENS** à un coefficient positif, soutenant ainsi l'hypothèse assez évidente que la croissance démographique est corrélée positivement à l'augmentation des quantités de déchets. L'hypothèse de l'influence de facteur commerciale d'attractivité est également soutenue par le coefficient positif. Les résultats montrent aussi que l'attractivité artisanale influence négativement la quantité des déchets. L'attractivité industrielle est non significative avec un signe négatif. Le R^2 ajustée de l'estimation est égal à 0,89. Concernant le modèle à *effets fixes*, le R^2 le plus pertinent est le R^2 *Within* car il donne une idée de la part de variabilité intra-individuelle de la variable dépendante expliquée par celles des variables explicatives.

Il est de 0,636. Dans ce modèle, seule la variable commerce de gros n'est pas significative.

Tableau 33 : Estimation du modèle à effet fixe (Within)

	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	-2.088370	0.346528	-6.026546	0.0000
LDENS	2.729435	0.121880	22.39440	0.0000
LPME	0.112677	0.048154	2.339943	0.0197
LCOM_D	0.346896	0.029923	11.59296	0.0000
LCOM_GT	0.011191	0.010293	1.087288	0.2775
LART	0.041141	0.014976	2.747114	0.0062
Effects Specification				
Cross-section fixed (dummy variables)				
R-squared	0.992697	Mean dependent var		11.85979
Adjusted R-squared	0.991898	S.D. dependent var		0.940602
S.E. of regression	0.084667	Akaike info criterion		-2.005216
Sum squared resid	3.405002	Schwarz criterion		-1.576689
Log likelihood	582.3771	Hannan-Quinn criter.		1.095147
F-statistic	0.000000			

Le modèle à effets aléatoire donne la variable activité artisanale non significative.

Tableau 34 : Estimation d'un modèle à effet aléatoire

Swamy and Arora estimator of component variances				
	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	3.941870	0.224893	17.52777	0.0000
LDENS	0.078791	0.018275	4.311460	0.0000
LPME	0.419506	0.043475	9.649401	0.0000
LCOM_D	0.624151	0.025743	24.24543	0.0000
LCOM_GT	0.037683	0.010217	3.688206	0.0002
LART	-0.008572	0.012696	-0.675189	0.4999
Effects Specification				
		S.D.	Rho	
Cross-section random		0.243604	0.8922	
Idiosyncratic random		0.084667	0.1078	
Weighted Statistics				
R-squared	0.799962	Mean dependent var		1.236049
Adjusted R-squared	0.798045	S.D. dependent var		0.270804
S.E. of regression	0.121698	Sum squared resid		7.730986
Hannan-Quinn criter.	0.489659	F-statistic		8.9E-180
Unweighted Statistics				
R-squared	0.824213	Mean dependent var		11.85979
Sum squared resid	81.96152	Hannan-Quinn criter.		0.046187

5.2.4. Choix du modèle

L'économétrie de données de panel nécessite deux tests, le premier test sert à vérifier l'existence des effets spécifiques significatifs à travers le test de *Fisher*. Le second sert à effectuer le choix de l'estimateur entre le modèle à effets fixes et le modèle à effets aléatoire à travers le test de *Hausman*.

Nous testons d'abord l'hypothèse d'existence d'effets spécifiques :

$$Y_{it} = \alpha + f_i + \beta X_{it} + \mu_{it}$$

$$H_0 : \alpha_1 = \alpha_2 = \dots \dots \dots \alpha_n = \alpha$$

$$H_1 : \alpha_1 \neq \alpha_2$$

Le test de Fischer rejette **H0**. Dans le modèle à effets fixes, la probabilité du test de *Fisher* est 0.000, donc il valide la présence d'effets spécifiques dans le modèle.

Le test de Hausman cherche à tester l'hypothèse que α_i est corrélé avec X_{it} :

H0 : α_i n'est pas corrélé avec X_{it} et donc, l'estimateur GLS est cohérent et efficace ;

H1 : α_i est corrélé avec X_{it} et donc, l'estimateur *Within* est préférable.

Tableau 35 : Test de Hausman

Correlated Random Effects - Hausman Test				
Test cross-section random effects				
Test Summary	Chi-Sq. taticistic	Chi-Sq. d.f.	Prob.	
Cross-section random	561.477615	5	0.0000	
Cross-section random effects test comparisons:				
Variable	Fixed	Random	Var(Diff.)	Prob.
LDENS	2.729435	0.078791	0.014521	0.0000
LPME	0.112677	0.419506	0.000429	0.0000
LCOM_D	0.346896	0.624151	0.000233	0.0000
LCOM_GT	0.011191	0.037683	0.000002	0.0000
LART	0.041141	-0.008572	0.000063	0.0000

Ce test a été réalisé sous *Eviews 6*. La probabilité du test est inférieure à 0,05 donc l'hypothèse nulle est rejetée. Elle indique que les effets spécifiques sont bien corrélés avec les variables explicatives, donc le modèle à effets fixes est préférable au modèle à effets aléatoires.

Tableau 36 : Test des effets fixes

Test cross-section and period fixed effects			
Effects Test	Statistic	d.f.	Prob.
Cross-section F	623.469368	(47,465)	0.0000
Cross-section Chi-square	2196.033254	47	0.0000
Period F	205.974509	(10,465)	0.0000
Period Chi-square	893.301011	10	0.0000
Cross-Section/Period F	593.266102	(57,465)	0.0000
Cross-Section/Period Chi-square	2270.565809	57	0.0000

Nous évaluons la spécification des effets du modèle à effets fixes. *Eviews* estime trois spécifications : l'une avec des effets temporels fixes, l'autre avec des effets individuels fixes et une dernière avec une constante commune. Les résultats montrent trois sections de test. Chaque section contient deux tests pour analyser la signification

des effets. Les deux premiers tests évaluent la significativité des effets individuels (F de Fischer et $Chi-square$). Les deux premières valeurs statistiques sont 623,46 et 2196,03 et leurs p -values respectivement. Nous rejetons l'hypothèse nulle que les effets sont redondants. Les quatre autres valeurs évaluent la significativité commune des effets de période et les effets globaux respectivement. Tous les résultats suggèrent que les effets sont statistiquement significatifs.

Tableau 37 : Test de corrélation des erreurs

	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
RESID01(-1)	0.388724	0.039623	9.810647	0.0000
R-squared	0.152190	Mean dependent var		0.010065
Adjusted R-squared	0.152190	S.D. dependent var		0.074755
S.E. of regression	0.068832	Akaike info criterion		-2.512221
Sum squared resid	2.269414	Schwarz criterion		-2.503525
Log likelihood	603.9330	Hannan-Quinn criter.		-2.508803
Durbin-Watson stat	2.083536			

Selon l'hypothèse nulle que les erreurs sont non corrélées, les résidus de la fonction doivent avoir un coefficient d'autocorrélation de (-0,5). Ici, nous obtenons un $\hat{\rho}_1 = 0.388$. Le test de Wald rejette l'hypothèse nulle de non-corrélation des résidus.

Tableau 38 : Test de Wald

Wald Test:			
Equation: Untitled			
Test Statistic	Value	df	Probability
F-statistic	503.0910	(1, 479)	0.0000
Chi-square	503.0910	1	0.0000
Null Hypothesis Summary:			
Normalized Restriction (= 0)	Value	Std. Err.	
0.5 + C(1)	0.888724	0.039623	
Restrictions are linear in coefficients.			

Si nous rejetons cette hypothèse, les erreurs des individus sont autocorrélées. Donc nous devons ajuster notre modèle afin de tenir compte de l'autocorrélation des erreurs. Nous exécutons le modèle à effets fixes une deuxième fois en incluant la méthode de *White diagonal standard errors & covariance* sous Eviews afin de prendre en considération la robustesse dans notre modèle. Les résultats sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 39 : Correction du modèle par la procédure de White

	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	-2.088370	1.256169	-1.662491	0.0971
LDENS	2.729435	0.607810	4.490606	0.0000
LPME	0.112677	0.085509	1.317723	0.1882
LCOM_D	0.346896	0.078525	4.417667	0.0000
LCOM_GT	0.011191	0.015215	0.735537	0.4624
LART	0.041141	0.017746	2.318278	0.0209
Effects Specification				
Cross-section fixed (dummy variables)				
R-squared	0.992697	Mean dependent var		11.85979
Adjusted R-squared	0.991898	S.D. dependent var		0.940602
S.E. of regression	0.084667	Akaike info criterion		-2.005216
Sum squared resid	3.405002	Schwarz criterion		-1.576689
Log likelihood	582.3771	Hannan-Quinn criter.		-1.837457
F-statistic	1241.688	Durbin-Watson stat		1.095147
Prob(F-statistic)	0.000000			

5.3. Résultats

Après l'estimation du modèle à effets fixes, les résultats conduisent aux conclusions suivantes : premièrement, la variable densité (**DENS**) est significative. L'élasticité densité de la production des déchets est cependant de 2,72. Les quantités des déchets produites sont très corrélées avec la densité. Les villes très denses de population ont tendance à produire plus de déchets que les villes à faible densité. Cela confirme le constat fait par le ministère où le ratio par habitant par jour dans les grandes villes était de 1,2 kg et de 0,9 kg dans les moyennes villes et moins de 0,5kg dans les villes sahariennes (MATE, 2005).

Il ressort de l'étude que l'activité du commerce en détail (**Com_d**) est très significative avec un effet positif sur la production de déchets et une élasticité égale à 0,346. La vente des produits en détail nécessite de supprimer les emballages contenant ces produits (notamment des déchets d'emballage tel que les cartons). Ces emballages qui facilitent le transport de ces produits ou des marchandises du grossiste ou détaillant sont donc collectés directement au sein des commerçants en détail. En revanche, l'emballage de produit lui-même (boîtes, conserve...) est engendré au niveau des ménages ce qui peut être expliqué ici par la variable densité de la population. Hockett et al., (1995) incluent une variable commerce en détail comme déterminant de la production des déchets per capita au Caroline du Nord (États-Unis).

Cette variable compte quatre sous-classes : restaurants, magasins d'alimentation, marchandises et habillement. Les ventes des magasins d'alimentation se sont avérées avoir une grande influence sur la production de déchets. Il considère aussi que cette variable capture l'effet de tourisme d'où les touristes dépensent des sommes d'argent sur l'alimentation, habillement et des produits produisant des emballages. Les auteurs trouvent qu'une augmentation de 1000 USD de ventes par personne au détail aboutira à une augmentation de 0,323 livre par jour par habitant de déchets.

Nous remarquons également que l'activité artisanale (**Art**) est significative à 95% avec une faible élasticité positive de 0,041. Cette faible élasticité est due à une grande partie à la part de l'artisanat de production de service qui ne demande pas de la matière première qui peut être susceptible d'engendrer des déchets. La seule catégorie qui produit des déchets est l'artisanat de production de biens et celle de l'artisanat traditionnel avec des quantités très faibles vu le nombre d'artisans dans chaque wilaya qui reste très faible.

La variable (**PME**) et (**Com_Gt**) ne sont pas significatives. L'explication que nous pouvons donner à la relation entre l'activité des PME et la production des déchets au niveau de chaque wilaya est que cette activité se caractérise par le type d'activité exercée par ces PME qui est en général non génératrice de déchets assimilés aux déchets ménagers donc elle possède un système de collecte ou d'élimination un peu particulier (déchets industriels pour l'activité industrielle, déchets inertes pour l'activité de BTP, déchets verts des activités agricoles).

Concernant, le commerce en gros (**Com_gt**) ne présente aucune relation avec les quantités des déchets solides produites. Parmi les explications que nous pouvons donner à cet effet est que le rôle principal de ces commerçants et d'assurer le lien entre les producteurs ou les importateurs et les commerçants en détail, les produits sont donc commercialisés dans leur état d'origine sans aucune ou peu de modifications. Nous pensons que cette variable n'a pas d'effet sur la production de déchets.

5.4. Projections des quantités de déchets pour 2025

Les projections des quantités des déchets à l'horizon de 2025 au niveau de chaque wilaya sont basées sur des hypothèses que la croissance de toutes les variables

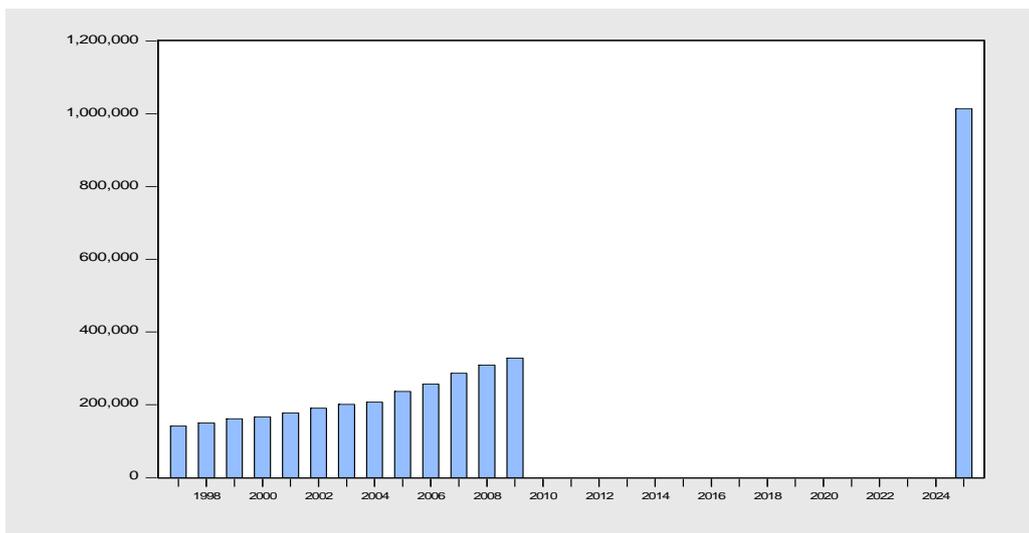
explicatives suit les mêmes tendances enregistrées durant la période de 1997 à 2007. La commande *Forecast* sous Eviews 6 nous permet d'obtenir la projection. Dans un modèle général, Eviews calcule pour chaque observation la valeur ajustée d' Y en utilisant les paramètres évalués et les valeurs correspondantes du X et Y :

$$\hat{y}_t = \hat{c}(1) + \hat{c}(2)x_t + \hat{c}(3)z_t \quad (24)$$

Donc la prévision réalisée par la méthode statique, le calcul se fait d'une séquence par étape en avant, utilisant les valeurs réelles, plutôt que des valeurs prédites pour les variables dépendantes (*lagged*). Le modèle s'écrit :

$$\hat{y}_{s+k} = \hat{c}(1) + \hat{c}(2)x_{s+k} + \hat{c}(3)z_{s+k} \quad (25)$$

Graphique 12 : Quantités moyennes prédites (1997-2025)

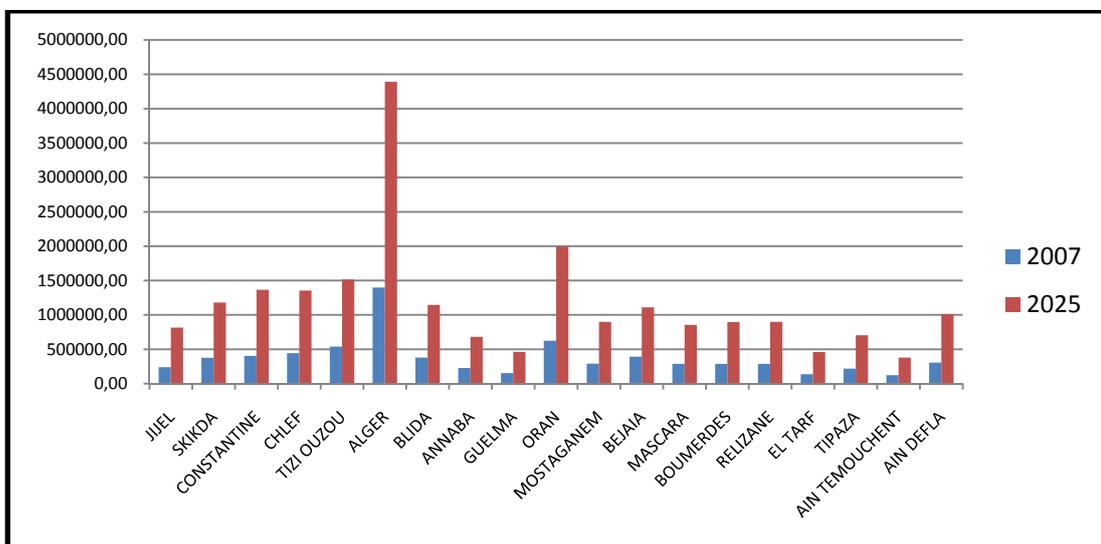


Le graphique 12 présente la moyenne de la quantité prédite des déchets de chaque année durant la période 1997 à 2007 ainsi que pour 2025. La quantité totale de déchets estimée en 2007 était de 13,752 M tonne, elle passera à 38,664 M de tonne en 2025. Afin d'avoir une meilleure lecture de nos résultats, les quantités prédites ont été réorganisées en trois groupes, chaque groupe représente une région (Nord, Hauts plateaux, et le Sud). Pour bien éclairer les résultats, nous présentons aussi des cartographies des trois régions algériennes : le nord, grand plateaux et le Sud.

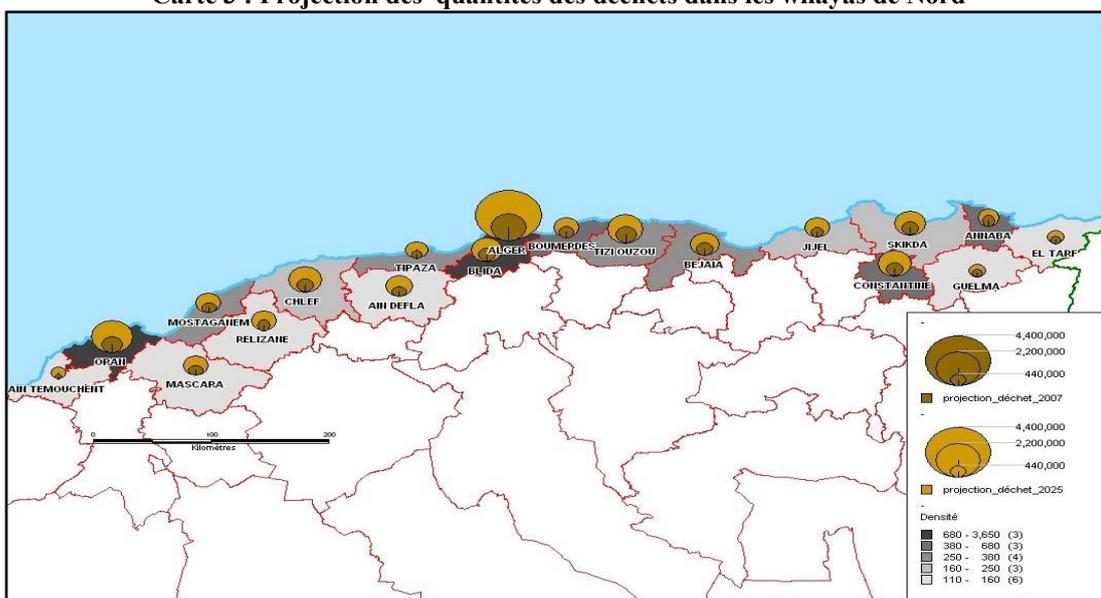
La projection des quantités de déchets dans la région du nord à l'horizon de 2025 montre que la wilaya d'Alger reste la première wilaya en matière de production des déchets solides avec une hausse de 213 % par rapport aux quantités de 2007, soit

4,39 M tonne en 2025. Oran est la seconde wilaya avec près de 2M de tonnes. Les régions du nord produiront plus de 45 % de quantité totale qui peut être produite au niveau national, soit 22,11M de tonnes. La forte concentration de la population et l'attractivité commerciale sont les deux axes les plus productifs de déchets au niveau de ces villes. Une augmentation de la population engendre une forte augmentation de la consommation des produits alimentaires. Le développement des nouvelles technologies a poussé les ménages à changer leurs anciens équipements électroniques (TV...). Ces produits sont des produits qui nécessitent des emballages notamment en carton.

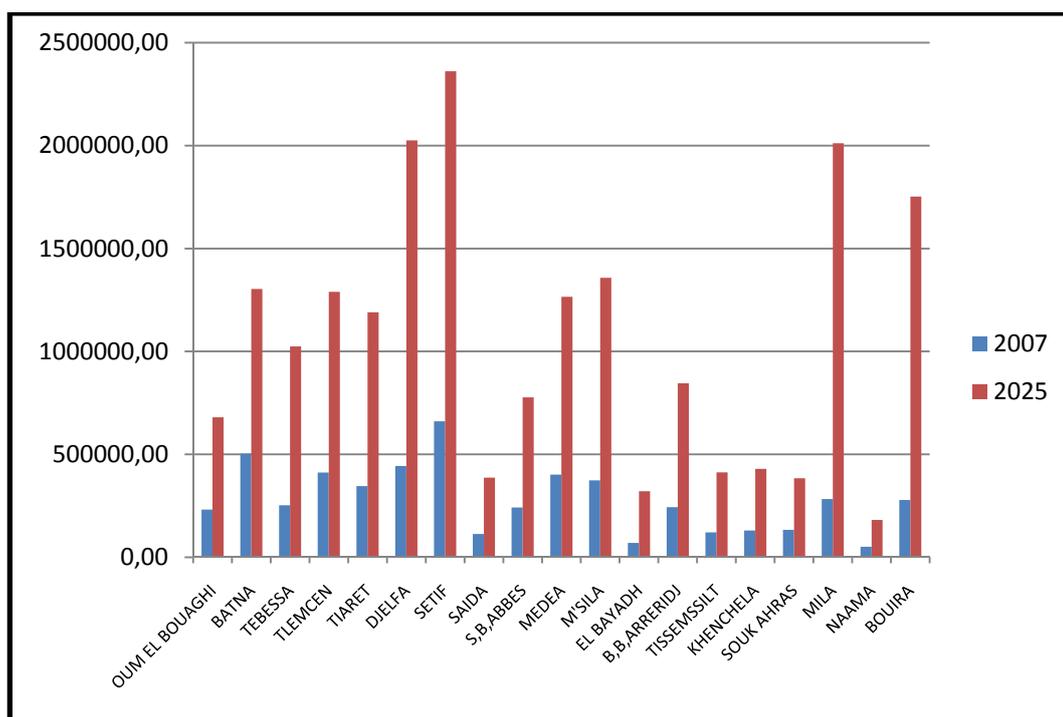
Graphique 13 : Projection des quantités de déchets des wilayas du Nord



Carte 3 : Projection des quantités des déchets dans les wilayas de Nord

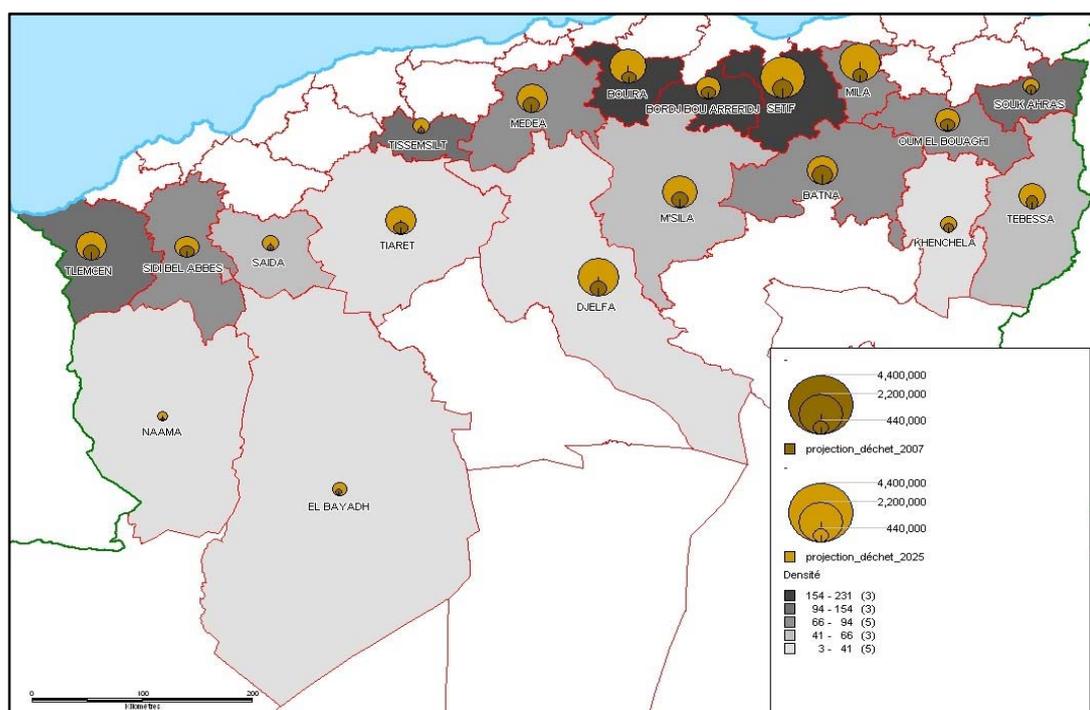


Graphique 14 : Projection des quantités de déchets dans la région des hauts plateaux

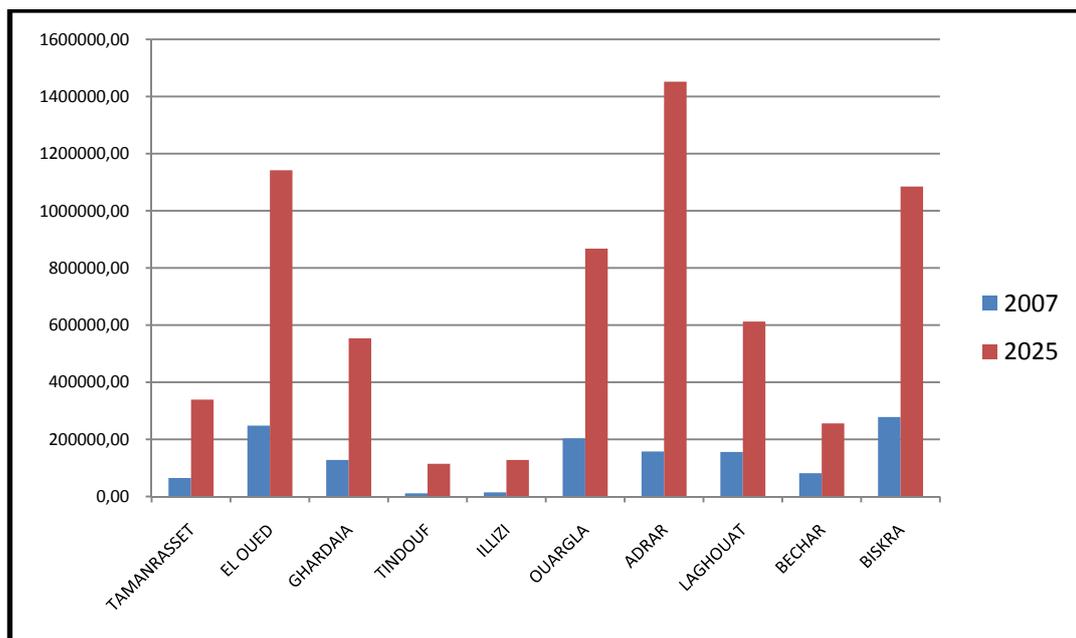


La région des hauts plateaux produira d'ici 2025 plus de 41% des quantités totales des déchets. La wilaya de Sétif reste le premier producteur de déchets avec 2,36M tonne. Cette situation est expliquée par l'attractivité de cette wilaya. Elle est un pôle économique le plus développé en Algérie avec plus de 37 zones d'activité.

Carte 4 : Projection des quantités de déchets dans la région des hauts plateaux

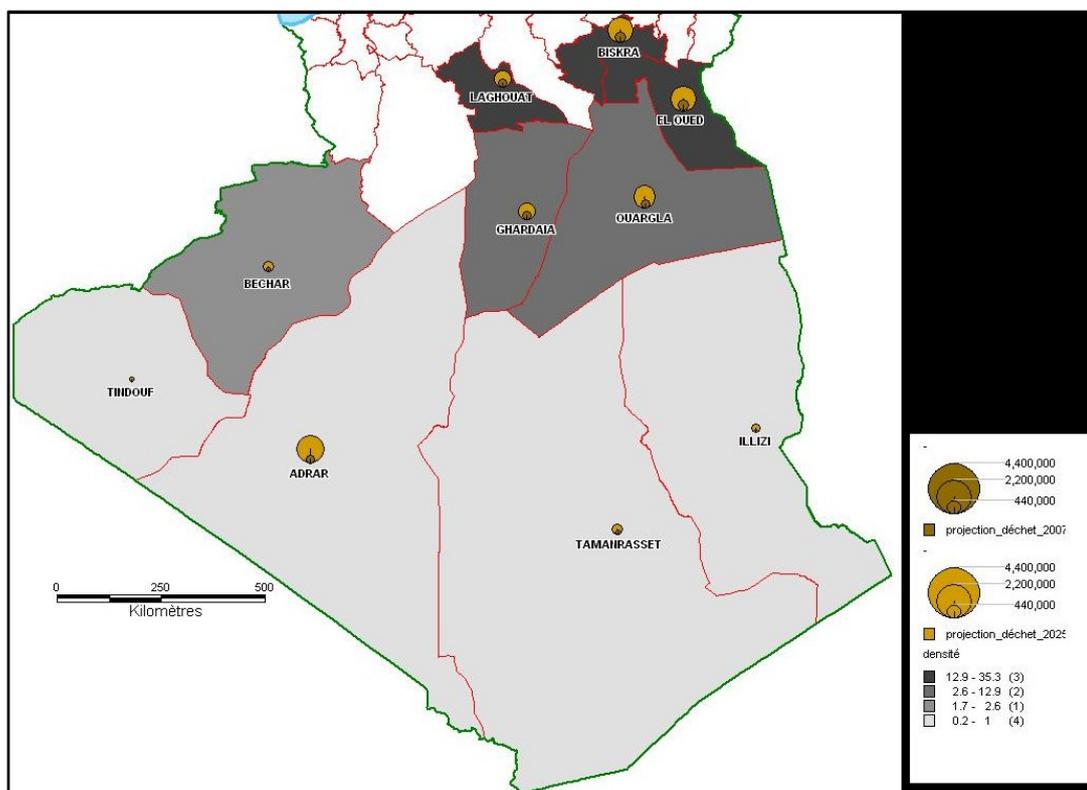


Graphique 15 : Projection des quantités de déchets dans la région du Sud et grand Sud



Les wilayas situées dans le Sud ou le grand Sud d’Algérie sont les villes les moins génératrices de déchets solides. La part de cette région est de 13,36 % par rapport aux quantités globales. La wilaya d’Adrar quant à elle seule produira plus de 1,4 M de tonne en 2025.

Carte 5 : Projection des quantités de déchets dans la région du Sud et grand Sud



5.5. Discussions

Attirer et maintenir les facteurs de production sur un territoire reste un élément important du développement économique d'une région. Ce développement passe par deux étapes essentielles : premièrement, à travers des projets du développement (résidences, commerces, industries...) et deuxièmement par une certaine qualité de l'environnement en fournissant notamment, des installations d'élimination des déchets. Mais pour une meilleure gestion des ressources et une efficacité dans l'affectation des projets et des équipements en matière de la gestion des déchets, il est primordial de connaître les flux futurs de quantités de déchets qui pourraient être générées par l'ensemble des producteurs (ménages, firmes, commerçants, administrations...). Donc la réalisation des projections peut être comme un outil d'aide à la prise de décision pour les responsables locaux.

Sur la base du critère population ou densité, les régions bénéficieront dans le futur de programmes d'extension urbaine ou d'infrastructures accueillant du public tel que les universités, doivent prendre en considération les quantités de déchets qui pourraient être produites pour faire face au phénomène de surcharge des CET sachant que la durée de vie de CET envisagés dans le cadre du PROGDEM est estimée entre 10 à 20 ans selon leurs capacités de stockage.

Prévoir la création des zones commerciales dans une commune ou une région engendrera une production supplémentaire de déchets. Ce flux doit être pris par les responsables locaux en matière des équipements d'élimination ainsi que pour les questions de financement. Avoir des quantités prédites par rapport au facteur des locaux commerciaux permet d'estimer la recette de la taxe sur l'enlèvement des déchets. Cette taxe est prévue par la loi de finances de 2002 pour les commerçants d'une valeur qui varie de 1000 DA à 10 000DA/an. Ainsi, ces projections peuvent servir dans une perspective de connaissance et de maîtrise des coûts des déchets futurs produits par les nouveaux locaux commerciaux.

6. Conclusion générale

La prédiction de la production de déchets solides municipaux joue un rôle très important dans une gestion des déchets solides. Elle permet une meilleure planification et organisation de services des déchets municipaux. Pourtant, la réalisation de ces projections à l'égard des tendances de la production passée est assez difficile suite à l'incertitude des données relatives aux quantités de déchets. Pour répondre à ces problèmes, nous avons procédé à deux études fondées sur deux approches différentes. Contrairement aux méthodes de projection traditionnelles basées sur le facteur démographique (le ratio de production per capita) d'où ces coefficients sont considérés fixes dans le temps ou variable. Les deux projections effectuées dans ce chapitre utilisent des données différentes, des données au niveau national dans la première projection estimée par les séries temporelles, et des données régionales dans la seconde projection estimée par les données de panel. Ainsi, ces deux projections utilisent des facteurs explicatifs différents. Les résultats obtenus sont très significatifs et très alarmants. Le constat est qu'une légère différence entre les deux quantités prédites a été enregistrée. Elle est entre 39 et 42 M de tonnes pour la première approche, et près de 39 M de tonnes pour le second, une différence de 0 et 3 M de tonnes.

La connaissance de gisement futur de déchets soit en niveau national ou au niveau régional permettra aux décideurs publics et aux responsables locaux de prendre des décisions notamment en matière de :

- Financement de service public de déchets soit en matière d'affectation des aides et des subventions, soit en matière de la fiscalité environnementale qui peut être adoptée (type de taxe, valeur, taux) ;
- Maitriser les coûts de la gestion à travers la maitrise des équipements de collecte à prévoir, de la fréquence de collecte...
- Adapter un meilleur mode d'élimination et prévoir dans le cas d'enfouissement des déchets la construction de nouveaux casiers ;

- Création de filières de récupération par matériaux.

Néanmoins, il est inévitable que la production de déchets par habitant ne puisse pas augmenter sans limites, et dans certains cas, la tendance à long terme des taux de production de déchets sera constante ou même à la baisse.

Afin d'atteindre ces objectifs, il est nécessaire d'avoir des données détaillées et fiables concernant la production des déchets par les ménages et les autres secteurs afin de développer un modèle qui peut prédire la variation de la quantité de déchets et la composition entre les différents générateurs de déchets. Ces prévisions nécessitent aussi des informations fiables sur les facteurs influençant la production de déchets.

La connaissance de flux des déchets futurs permettra de maîtriser les investissements à moyen et à long terme mais cela ne suffit pas d'avoir une politique efficace sans comprendre les déterminants des coûts. Ces déterminants sont-ils de types géographiques, humains ou relatifs au service de déchets lui-même ?

CHAPITRE 3 :
L'ESTIMATION DU COÛT DE LA GESTION DE DÉCHETS
MUNICIPAUX EN ALGERIE

Chapitre 3 : L'estimation du coût de la gestion de déchets municipaux en Algérie

Dans ce chapitre, nous présenterons en premier lieu une revue de littérature sur les déterminants des coûts de services de déchets municipaux. Nous nous concentrerons davantage sur les études empiriques utilisant des modèles économétriques. Ensuite, une application empirique sera présentée sur les déterminants des coûts de la nouvelle gestion de déchets en Algérie.

1. Introduction

Il est certain que les dépenses pour la gestion des déchets municipaux en Algérie constituent l'une des dépenses municipales les plus importantes. La compréhension de ces coûts est une composante fondamentale d'une bonne gestion. Une analyse complète des coûts aidera les responsables locaux à comprendre les dépenses actuelles et futures associées à la collecte, à l'élimination et au recyclage. Cette analyse permettra de définir les coûts et les avantages réels de chaque opération liée à ce service. Ce n'est que par une compréhension de la totalité des coûts de ce service local que les responsables locaux peuvent prendre les meilleures décisions possibles en matière de gestion des déchets municipaux. Pour cette raison, le ministère de l'Environnement a procédé à la réalisation des schémas directeurs de la gestion des déchets⁵⁹ sur l'ensemble de territoire. Dans ce sens, il est nécessaire d'analyser le coût de la nouvelle gestion des déchets municipaux en Algérie, d'identifier les facteurs qui sont susceptibles d'influencer le coût de revient, et d'améliorer l'efficacité économique de service.

Cette étude présente et analyse les coûts prévisionnels de la gestion de déchets à partir des schémas directeurs de la gestion intégrée des déchets municipaux. Une revue de la littérature sur les déterminants des coûts de service de déchets est présentée dans un premier temps. Une analyse détaillée de l'ensemble des variables explicatives des

⁵⁹ Décret exécutif n° 07-205 du 30 juin 2007.

coûts de la gestion de déchets utilisées dans les études empiriques sera présentée. Ensuite, pour notre cas, nous exposons tout d'abord la méthode de calcul des coûts liés au service public des déchets, en prenant en compte les coûts liés à la collecte traditionnelle et à l'élimination par enfouissement. Cette étude de terrain met en avant le modèle économétrique utilisé et les résultats. Une analyse comparative entre coûts et taxe type forfaitaire sera examinée. Nous concluons cette étude par des remarques et des suggestions en matière des politiques de tarification qui peuvent être des outils d'aide à la décision.

2. Revue de la littérature sur le coût de service des déchets

La connaissance des déterminants de coût de service des déchets est très importante pour les collectivités et les responsables locaux afin de réaliser des économies et de maîtriser ces coûts. Ces déterminants se regroupent en plusieurs catégories : géographique (emplacement de la municipalité, d'un site d'élimination...), socio-économique (population, revenu...), structure et efficacité de service (quantité et composition des déchets, fréquence de collecte, mode de gestion, méthode d'élimination), idéologique (parti politique....). Dans ce sens, il est nécessaire d'analyser les déterminants de coût de gestion des déchets en Algérie, d'identifier les facteurs susceptibles d'influencer le coût, et d'améliorer l'efficacité économique de ces systèmes. Les études empiriques consacrées à ce sujet ont connu trois étapes principales, les études pionnières, les études de la seconde vague de recherche et finalement les études les plus récentes.

2.1. Études pionnières

Les premières études intéressées par ce sujet ont débuté dans les années soixante. [Hirsch \(1965\)](#) a développé une méthodologie importante avec un échantillon de 24 municipalités de la région de Saint-Louis et du Missouri. Il considère que le coût unitaire moyen de service de collecte de déchets résidentiels (**CM**) est affecté par cinq groupes de variables : la quantité de service, la qualité de service, les conditions de service affectant l'accès aux équipements, le niveau des prix et enfin l'état de

technologie et de productivité. Hirsch a proposé une fonction de coût généralisée avec une variable mesurant la quantité annuelle moyenne par lieu de collecte multipliée par le nombre de points de dépôt (ACC), ce qui représente la variable à expliquer. La fonction de coût moyen s'écrit :

$$CM = f(A; Q_1, Q_2, Q_3, Q_4, Q_5; D, U, H, B, Y, K, F; L; T) \quad (26)$$

Les variables explicatives sont : la quantité annuelle de déchets résidentiels collectés (A), fréquence de collecte hebdomadaire (Q_1), emplacement de point de collecte (Q_2), nature de collecte (Q_3), méthode d'élimination (Q_4), type de camion (Q_5), densité de collecte (D), distance de transport (H), lieu *résidentiel-non résidentiel* (U), nombre des personnels par unité de collecte (B), revenu par habitant (Y), nature de contrats de gestion (privé, régi) (K), type de financement (F), niveau de prix (L), état de technologie et de productivité (T). En l'absence de données fiables de (A), l'auteur a remplacé (A) par $A = kN$ avec k est la quantité moyenne par point de collecte résidentiel, et N le nombre de points de collecte. Donc, l'équation précédente s'écrit sous la forme suivante :

$$ACC = f(N; Q_1, Q_2, Q_3, Q_4, Q_5; D, U, H, B, Y, K, F; L; T) \quad (27)$$

Ces données concernent l'année 1960. L'étude n'a pas révélé de relations statistiquement significatives entre les dépenses et le type de contrat de gestion. De même, les résultats de régression montrent l'absence des économies d'échelle. Tandis que la fréquence de collecte, l'emplacement de point de collecte et la densité de collecte sont des déterminants de coût statistiquement significatifs.

2.2. Études de la deuxième génération de recherche

Cependant, vers la fin des années 1970 un certain nombre d'études sont apparues en utilisant des données plus détaillées et des techniques économétriques plus robustes. [Stevens \(1978\)](#), a étudié la structure de coût de collecte des déchets pour un échantillon de 340 sociétés de collecte des déchets publiques et privées aux États-Unis de 1974 à 1975. Les villes desservies par ces sociétés ont une population de 2500 à plus de 700 000 habitants. Tout d'abord, l'auteur représente la production totale de

déchets par une fonction de type Cobb-Douglas en intégrant deux facteurs, la technologie utilisée et le travail, ensuite, il développe un modèle de minimisation des coûts sous contrainte de revenu et de prix de capital afin de spécifier une fonction log linéaire de coût total par rapport aux ménages desservis qui s'écrit :

$$\ln(C) = c_0^* + c_1 \ln(w) + c_2 \ln(Q) + c_3 PRM + c_4 COM + c_5 \ln(FRE) + c_6 \ln(PIKB) + c_7 \ln(QH) + c_8 \ln(DEN) + c_9 \ln(TEMP) + \mu_1 \quad (28)$$

Les variables explicatives suivantes : le salaire mensuel par agent (w), la quantité de déchets produite (Q), la forme de gestion (privée ou publique) (PRM), la structure du marché (concurrentielle ou monopoliste) (COM), la fréquence de collecte (FRE), le pourcentage de ménages desservis par une firme dans un point de collecte en porte à porte ($PIKB$), la quantité collectée de déchets par ménage par an (QH), la densité de population (DEN), la variabilité des conditions climatiques ($TEMP$) qui mesure la différence des températures entre le mois de juillet et le mois de janvier. Les résultats montrent qu'il est clair que la quantité de déchets collectés est le déterminant le plus important des coûts totaux, le salaire mensuel des agents est positivement corrélé avec les coûts totaux. Les coefficients de ces deux facteurs conjointement représentent environ 50% des coûts. Les facteurs géographiques ont peu d'importance dans l'explication des coûts de la collecte des déchets. La variation du nombre de ménages par km^2 n'a pas d'impact significatif sur les coûts de la collecte des déchets lorsque l'échantillon est décomposé mais il est statistiquement significatif avec le signe négatif lorsque l'échantillon est plus vaste. L'augmentation de la fréquence de 2 à 3 fois par semaine, *toute chose égale par ailleurs*, peut entraîner une augmentation de 25 % à 27 % des coûts de la collecte. Une augmentation du pourcentage des ménages desservis par un point de collecte en porte-à-porte de 0 à 100 %, *toute chose égale par ailleurs*, entraîne en moyenne une augmentation des coûts de 29 % à 34 %. Contrairement aux autres variables, la variable climatique n'avait aucun effet. La variable quantité met en évidence la présence d'économies d'échelle pour de petites villes, tandis que pour des villes avec une population plus grande (50 000 habitants), il n'y avait aucune économie. De plus, la gestion privée avec l'existence d'une compétition entre les entreprises était significatif et des coûts plus élevés que dans une approche monopoliste. En revanche, dans les villes de moins de 50 000 habitants, il

n'y avait aucune différence entre la situation monopoliste privée ou publique, tandis que dans les villes au-dessus de 50 000 habitants des économies de dépenses ont été enregistrées dans le monopole privé.

Dans les années quatre-vingt et quatre-vingt-dix, d'autres études ont été réalisées en matière d'estimation des coûts de service des déchets. [Tickner et McDavid \(1986\)](#) ont utilisé une fonction log linéaire pour analyser la relation entre les effets d'échelle et la structure du marché sur un échantillon de 132 municipalités canadiennes. Les variables explicatives sont : la production (mesuré en tonnes de déchets collectées), le nombre de ménages servis par une tonne de déchets, la densité d'une tonne, le lieu de collecte, la fréquence de collecte, la distance parcourue pour la mise en décharge, les taux de salaire moyen et le fonctionnement du marché. La conclusion principale de cette étude est que le service de collecte des déchets solides réalise des économies de 14.5% lorsque la taille des véhicules de collecte double, mesurée en termes du tonnage de déchets collectés. Les auteurs annoncent aussi des dépenses plus basses pour le secteur privé. [Dubin et Navarro \(1988\)](#) ont étudié les mêmes questions traitées par [Stevens \(1978\)](#) et [Tickner et McDavid \(1986\)](#). Un échantillon de 261 communes des États-Unis a été employé, et le coût moyen de service a été pris comme variable endogène, tandis que les variables exogènes étaient : la quantité de déchets collectés par ménage par an (**YARDS**), la structure du marché (privée, ou municipale, franchise) (**PRIV**, **MUNI**, **FRAN**), la fréquence de collecte par semaine (si la collecte était de porte à porte) (**FREQ**), la collecte en bord de route (par opposition au jardin) (**CURB**), la part des camions qui ne compactent pas les déchets sur place (**COMPACT**), la variabilité dans les conditions climatiques (température, précipitations annuelles de la neige et de la pluie) (**TEMP**) et (**PRECIP**) respectivement, la densité de population (nombre de maisons par km²) (**EOD**). La fonction de coût prend la forme suivante :

$$\begin{aligned} \text{CM} = & \beta_0 + \beta_1 \text{FREQ} + \beta_2 \text{CURB} + \beta_3 \text{YARDS} + \beta_4 \text{COMPACT} + \beta_5 \text{TEMP} + \\ & \beta_6 \text{PRECIP} + \gamma_D \text{EOD} + \gamma_P \text{PRIV} + \gamma_M \text{MUNI} + \gamma_F \text{FRAN} + \eta \end{aligned} \quad (29)$$

Les résultats sont assez précis, avec plus de 43 % de la variation de coût moyen expliqué. Les auteurs annoncent des résultats similaires à ceux de Stevens en ce qui concerne l'existence d'économies d'échelle positives dans les villes de

moins de 20 000 habitants et aucune au-dessus de cela. Une augmentation des dépenses avec une fréquence élevée de collecte et une baisse des coûts quand la collecte est effectuée auprès des points de collecte collectifs. Les variations des températures n'avaient aucun effet significatif ce qui rejoint le résultat de [Stevens \(1978\)](#). Pour ce qui concerne le type de gestion, l'approche privée était la plus chère, en revanche la forme la moins chère était celle basée sur la sous-traitance ainsi que la gestion directe. [Szymanski et Wilkins \(1993\)](#) ont étudié l'existence d'économie d'échelle en matière de service de collecte de déchets dans le cas d'une gestion privée ou gestion directe. Ainsi les facteurs qui peuvent influencer ces économies notamment la question d'offre compétitive. Un échantillon collectivités locales en Royaume-Uni entre 1981 et 1988 ont constitué le panel d'estimation. La variable explicative était le coût total de collecte, les variables explicatives étaient :

- la fréquence de collecte (*Freq1* et *Freq2* plusieurs fois par semaine ou au moins une fois par semaine respectivement) ;
- le mode de collecte (en porte-à-porte, par des bennes, spécifique, au bord des routes et autres ;
- la part de récupération (en papier, des bouteilles ou des véhicules) ;
- le nombre de points de collecte (le nombre total de points de collecte : ménages, commerciales ou industrielles), le nombre de conteneurs de tri sélectif ;
- la densité de population, la part des ménages collectifs dans la collecte, le nombre d'employés et le revenu moyen régional.
- d'autres variables de contrôle ont été introduites, la nature de parti politique (conservateur, travailliste, pas de majorité des partis), le type de la région (métropolitain, Londres et rural), l'existence d'un appel d'offres ou non, la part de service sous traité aux secteurs privés (10 % et plus).

Ils proposent une fonction de production de déchets de type Cobb-Douglas différente de celle de [Stevens \(1978\)](#), en intégrant deux facteurs, un facteur (*L*) qui représente les conducteurs et les chargeurs des camions, et (*K*) la technologie utilisée avec (*A*) comme un vecteur de caractéristiques de chaque autorité locale sous contrainte de (*w*)

le taux de salaires et (r) le taux d'intérêt relevé par les autorités. Après une résolution d'un programme de minimisation des coûts, la fonction de coûts est écrite sous la forme suivante :

$$\ln(C) = \sum \lambda A + g_0 + g_1 \ln(w) + g_2(Q) \quad (30)$$

Ensuite, une décomposition par le biais de (Q) a été effectuée pour obtenir le coût par unité, le coût par employé et le nombre de salariés par unité.

$$\begin{aligned} \ln(C) - \ln(Q) &= \sum \lambda A + a_0 + a_1 \ln(w) + a_2(Q) \\ \ln(C) - \ln(L) &= \sum \mu A + b_0 + b_1 \ln(w) + b_2(Q) \\ \ln(L) - \ln(Q) &= \sum \pi A + c_0 + c_1 \ln(w) + c_2(Q) \end{aligned} \quad (31)$$

Le résultat de la régression montre que la collecte en porte-à-porte (*meth1*) réduira considérablement les coûts. Les auteurs constatent qu'entre 1884 et 1988, le pourcentage des municipalités dans l'échantillon utilisant cette méthode a passé de 18,9 % à 22,7%. Il est admis que la collecte au bord des routes augmente les coûts et la proportion des municipalités appliquant cette méthode a chuté de 54,7% à 45,2%.

Parmi les variables politiques, seul le coefficient de la variable contrôle de la municipalité par les travaillistes est important. Ces municipalités ont des coûts unitaires d'environ 10% plus élevés que la moyenne. Il se peut que ces municipalités aient rencontré des problèmes particuliers tels que la privatisation du centre de ville. Il est possible que ces coûts élevés soient associés aux choix politiques, par exemple les exigences des conditions de travail ou les normes de service. Londres et les municipalités métropolitaines semblent avoir un effet positif sur le coût unitaire. Ceci peut-être expliqué par la distance parcourue à des sites d'élimination qui tendent à être plus grande. Le type d'organisation du travail en fin de tâche est la firme appliquée avant l'adoption de l'appel d'offres concurrentiel. En revanche, la forme continue a été introduite par des entreprises privées (nombre d'heures fixes de travail). La forme fin de tâche n'est pas significative même avec 81 % des observations appliquent ce type d'organisation. Les auteurs ont conclu que les municipalités ayant tenu un appel d'offres et sous-traitent le service de déchets avaient des coûts d'environ 20 % à ceux qui n'ont pas lancé d'appel d'offres. Leur coefficient est significatif au seuil de 5 % de 1984 à 1986. Cependant en 1987 et 1988, la différence est insignifiante. L'attribution

de la gestion de service en interne par les municipalités avec appel d'offres n'est pas significative. Ils concluent aussi qu'aucune différence significative n'a été enregistrée dans les dépenses de gestion publique et privée lorsqu'un système d'offre concurrentiel était mis en place. Dans deux autres études, une menée par [Szymanski \(1996\)](#) et l'autre par [Gómez-Lobo et Szymanski \(2001\)](#), en Royaume-Uni sur l'impact d'offre compétitive obligatoire (OCO) dans le service de collecte des déchets en utilisant un ensemble de données.⁶⁰ Une évaluation par les données de panel a été utilisée pour 365 collectivités locales responsables de la collecte des déchets pendant la période 1984-1994. Un modèle à effets fixes a été adopté en utilisant les dépenses annuelles nettes comme variable endogène, et les caractéristiques spécifiques de collectivité (le nombre d'unités de collecte des ménages et des commerçants, la densité d'unités, le type de collectivité, le salaire local), les données de spécification avant l'adoption d'OCO de 1984 à 1988 (le mode de gestion, fréquence, provision en bacs) et après 1988, ainsi que la date à laquelle le premier appel d'offres a été lancé comme des variables exogènes. Les résultats de l'étude montrent que les offres attribuées aux firmes privées mènent à une économie des coûts plus élevée que celle réalisée par le secteur public. Dans une étude menée en 1997 par [Department of Environment, Health, and Natural Resources \(DEHNR\)](#) pour évaluer la performance d'élimination et de recyclage des déchets solides par rapport aux coûts de collecte, dans des administrations locales en Caroline du Nord (États-Unis). Les résultats de l'étude montrent qu'une corrélation inverse existe entre les dépenses de service et la population, chaque fois que la population augmente, le coût par tonne diminue. Ce résultat renvoie à ce que les économies d'échelle aident les plus grandes communautés à baisser la proportion de coûts par tonne. Elle montre aussi qu'il y a une forte corrélation positive entre le taux de recyclage et la baisse des coûts de dépenses de recyclage (comparé à la gestion des déchets solides) pour les 15 administrations locales participantes.

2.3. Études les plus récentes

Parmi les études consacrées récemment au coût de service d'élimination des déchets solides, [Callan et Thomas \(2001\)](#) qui ont examiné la question de la structure

⁶⁰ Il suit Szymanski et Wilkins (1993) qui a analysé la même base de données.

des dépenses de ce service en incluant des déterminants relatifs aux opérations d'élimination et de recyclage. Le coût total de gestion des déchets pour chaque ville du Massachusetts était estimé par deux fonctions dans laquelle la variable expliquée était le coût de service d'élimination d'une part, et le coût de recyclage d'autre part.

$$C_{MSW}(Q_{\text{élim}}, Q_{\text{recy}}) = C_{\text{élim}} + C_{\text{recy}} \quad (32)$$

D'où

$$C_{\text{disp}} = f(Q_{\text{élim}}, Q_{\text{recy}}, \text{Den}, \text{Pr}_{\text{élim}}, \text{Freq}_{\text{élim}}, \text{landfill}) \quad (33)$$

$$C_{\text{recy}} = g(Q_{\text{recy}}, Q_{\text{élim}}, \text{Den}, \text{Pr}_{\text{recy}}, \text{Freq}_{\text{recy}}, \text{MRF}, \text{Grant}) \quad (34)$$

Les déterminants utilisés par les auteurs étaient la quantité des déchets éliminée ($Q_{\text{élim}}$), la quantité des déchets recyclée (Q_{recy}), la densité de population dans une ville (Den), le mode de gestion (public, privé, autre) ($\text{Pr}_{\text{élim}}$) pour l'élimination et (Pr_{recy}) pour le recyclage, la fréquence d'élimination ($\text{Freq}_{\text{élim}}$) et la fréquence de la collecte sélective ($\text{Freq}_{\text{recy}}$) et enfin l'emplacement de site d'élimination (à l'intérieur de la ville ou dans une autre ville) (Landfill). L'accès aux équipements de recyclage par les villes (MRF) et les subventions des États au recyclage (Grant) ont été inclus dans l'équation de recyclage. L'étude empirique a étudié un échantillon de 110 municipalités dans le Massachusetts (États-Unis) sur la période 1997 par une équation semi-logarithme et par la méthode SUR.⁶¹

$$\ln(C_{\text{élim}}) = \alpha_0 + \alpha_1 Q_{\text{élim}} + \alpha_2 Q_{\text{recy}} + \alpha_3 Q_{\text{élim}} Q_{\text{recy}} + \alpha_4 \text{Den} + \alpha_5 \text{Pr}_{\text{élim}} + \alpha_6 \text{Freq}_{\text{élim}} + \alpha_7 \text{Landfill} + \varepsilon_1 \quad (35)$$

$$\ln(C_{\text{recy}}) = \beta_0 + \beta_1 Q_{\text{recy}} + \beta_2 Q_{\text{disp}} + \beta_3 Q_{\text{disp}} Q_{\text{recy}} + \beta_4 \text{Den} + \beta_5 \text{Pr}_{\text{recy}} + \beta_6 \text{Freq}_{\text{recy}} + \beta_7 \text{MRF} + \beta_8 \text{Grant} + \varepsilon_2 \quad (36)$$

Callan et Thomas ont conclu qu'aucune économie d'échelle n'a été enregistrée lorsque les déchets sont éliminés, tandis que dans le cas où les déchets sont recyclés, il y avait

⁶¹*Seemingly Unrelated Regression* (régressions empilées), modèle développé par Arnold Zellner (1962), est une technique pour analyser un système d'équations multiple avec des restrictions de paramètres à travers des équations avec des termes d'erreur corrélés.

des économies d'échelle. La fréquence de la collecte est fortement corrélée avec les dépenses dans les deux cas, en revanche, l'existence d'une décharge municipale influence négativement les dépenses. L'estimation a révélé des économies de densité dans le premier cas, mais pas dans le second cas. Finalement, le mode de gestion n'avait aucun effet sur le coût. [Antonioli et Filippini \(2002\)](#) ont estimé une fonction de coût total de service de la collecte de déchets (CT) sur un échantillon de 30 entreprises d'élimination italiennes de 1991 à 1995. Ils cherchent l'existence d'économies d'échelle et de densité en matière des coûts de service dans une situation de monopoles locaux des entreprises. La fonction de coût total s'écrit :

$$CT = C(Q, Pl, Pe, Pk, N, DSM, DRT, DFRE, T) \quad (37)$$

Les variables explicatives sont : la quantité de déchets collectés (Q) ; les prix de travail (Pl), de carburant (Pe) et de capital (Pk) ; la distance de collecte (N) ; le type d'entreprise (collecte et traite les déchets (DSM) ou collecte, traite et organise l'élimination (DRT) ; la fréquence ($DFRE$) et le changement de la technologie (T). Une fonction de coût exige une spécification de forme fonctionnelle, et donc une fonction Translog a été proposée :

$$\begin{aligned} \ln\left(\frac{CT}{Pk}\right) = & \alpha_0 + \alpha_Q \ln Q + \alpha_{Pl} \ln\left(\frac{Pl}{Pk}\right) + \alpha_N \ln N + \frac{1}{2} \alpha_{QQ} (\ln Q)^2 + \frac{1}{2} \alpha_{PlPl} \left(\ln \frac{Pl}{Pk}\right)^2 + \\ & \frac{1}{2} \alpha_{NN} (\ln N)^2 + \alpha_{QPl} \ln Q \ln\left(\frac{Pl}{Pk}\right) + \alpha_{QN} \ln Q \ln N + \alpha_{NPl} \ln N \ln Pl + \alpha_{DSM} DSM + \\ & \alpha_{DRT} + \alpha_{DFRE} DFRE + \alpha_T T . \end{aligned} \quad (38)$$

Le prix du carburant n'apparaît pas dans l'équation parce que sa valeur est la même pour toutes les firmes de l'échantillon. Les auteurs ont normalisé le coût total et les prix d'input par l'un des prix d'input. Et pour améliorer l'efficacité des paramètres des MCO, un système de coût a été estimé. Ce système se compose de la fonction de coûts Translog et une équation des parts des facteurs. En appliquant le *lemme* de Shephard⁶², la part du travail dans les coûts totaux s'écrit :

$$S_L = \alpha_{Pl} + \alpha_{Pl} \ln\left(\frac{Pl}{Pk}\right) + \alpha_{QPl} \ln Q + \alpha_{NPl} \ln N \quad (39)$$

⁶² Le Lemme de Shephard dispose que la dérivée de la fonction de dépense par rapport à un prix égale à la demande hickisienne du bien correspondant.

Ils constatent que la plupart des coefficients sont statistiquement significatifs. L'élasticité du coût par rapport à la taille du réseau de collecte des déchets est positive. Les parts du travail, de gazole et du capital dans les coûts sont positives, ce qui implique que la fonction de coût croît de façon monotone dans le prix des intrants. La variable DSM a un coefficient négatif et significatif. Ce résultat n'est pas surprenant, car les entreprises de type II ne sont pas responsables de l'organisation de l'élimination des ordures. La variable nominale représentant l'externalisation du traitement des déchets collectés est positive. Enfin, les effets de la fréquence de la collecte sur le coût (**DFRE**) ont un impact positif sur la collecte des déchets et les coûts totaux de destruction. Les résultats montrent que, toutes choses égales par ailleurs, une firme avec une fréquence de collecte supérieure à 3 a des coûts plus élevés qu'une firme avec une faible fréquence de la collecte. Ce résultat n'est pas surprenant, car une firme avec une haute fréquence de la collecte a besoin des stocks de capital et de travail qu'avec une faible fréquence. Une augmentation de 1% de la quantité de déchets collectés augmente le coût total d'environ 0,8%. Les résultats indiquent l'existence d'économies de densité (quantité) et des économies d'échelle (quantité et taille de réseau).

[Dijkgraaf et Gradus \(2003\)](#) ont étudié, avec un échantillon de 85 municipalités aux Pays-Bas en traitant les données de la période 1996-1997, les coûts de service d'élimination des déchets solides. Les auteurs ont basé leurs études sur les recherches antérieures en ce qui concerne la forme de la fonction de coûts, notamment [Stevens \(1978\)](#). Ils ont considéré le coût total de service comme variable à expliquer (ce coût a été calculé en multipliant le taux de collecte par le nombre de ménages, la TVA a été soustraite du ce coût pour les entreprises privées).

Le nombre et la densité des points de collecte, le type et la fréquence de collecte, le pourcentage de verre, papier et déchets organiques collectés ont été utilisés comme des variables explicatives. Ainsi, une distinction a été faite entre la gestion publique et privée en spécifiant la localisation de ses organismes soit à l'intérieur de la municipalité ou à l'extérieur. Les résultats montrent que les variables : densité, fréquence et part des matières récupérées ont un impact significatif sur le coût total. Si le nombre d'habitants par point de collecte augmente de 1%, le coût total s'élèvera avec le même taux. L'augmentation de la fréquence entraîne un coût supplémentaire de 19%. Le coût total diminuera si la part des déchets organiques collectés augmente.

Ceci peut être dû à un effet d'échelle d'où le nombre de bacs par ménage est fixe. La variable binaire, la collecte par un organisme externe à la municipalité,⁶³ conduit à une réduction de coût total de 15 %. Dans le cas d'une collecte par le secteur privé, la réduction des coûts est de 5 % moins cher que la collecte par le secteur public.

[Ohlsson \(2003\)](#) a examiné un échantillon de 170 firmes (56 publiques et 114 privées) dans 115 municipalités suédoises en utilisant des données de l'année 1989. L'auteur a considéré comme variables explicatives la quantité de déchets collectés, la fréquence, la distance parcourue par le transport de déchets, le prix des inputs et la forme de gestion pour expliquer le coût total de service de collecte des déchets. Ohlsson a évalué tout d'abord une équation de coût par une simple régression en utilisant une variable binaire pour le mode de gestion. Les résultats montrent qu'une instabilité structurelle existe entre la gestion publique et la gestion privée, donc l'inclusion d'une variable binaire constituerait une spécification incorrecte pour la comparaison des coûts. Ensuite, l'auteur a testé le choix des décideurs entre le privé et une autre forme de gestion par un modèle Probit. En plus des précédentes variables, une variable sur l'idéologie des décideurs a été incluse. Les résultats montrent que les variables : revenu moyen, population, densité de population, densité de logement et préférence idéologique n'ont aucun impact significatif sur la probabilité que la municipalité choisisse ou pas une société privée. Seules les variables part des maisons individuelles et la variable analyse des coûts augmenteront la probabilité lorsqu'une municipalité choisit la gestion publique. Deux fonctions distinctes ont été utilisées : une pour le secteur privé et l'autre pour le secteur public.⁶⁴ Le résultat principal suggère que la gestion publique, en moyenne, était de 6 % moins chère que la gestion privée.

[Lasaridi et al. \(2006\)](#) présentent une enquête sur le coût de la gestion de service des déchets au sein de la région d'Attica (Grèce) en 2005. Le coût total de service compte deux catégories : les coûts d'équipements de la collecte, de transport et

⁶³ Sur les 85 municipalités, 41 collectent leurs déchets par un organisme externe. Sur les 41 organismes externes, 13 étaient des organisations publiques indépendantes, et 3 municipalités collectent leurs déchets à travers une autre municipalité. Les 25 municipalités qui restent collectent leurs déchets par le biais d'une entreprise privée.

⁶⁴ Dans Gradus et Dijkgraaf (1997) estiment les fonctions de coûts séparément et groupées. Ils rejettent la forme groupée contrairement à Stevens (1978) qui ne rejette pas la forme groupée.

d'élimination ; et les coûts liés aux opérations de collecte, de transport et d'élimination (salaires...). Concernant le service de déchets solides en Espagne, [Bel et Costas \(2006\)](#) ont été les premiers à spécifier et évaluer un modèle économétrique pour expliquer les dépenses municipales de services de déchets. Les auteurs ont utilisé des données de l'an 2000 d'un échantillon de 186 municipalités en Catalogne. La fonction des dépenses de collecte des déchets solides pour la municipalité s'écrit :

$$C = f(Q, P, X, Z)$$

D'où (C) représente les dépenses du service, (Q) la production de déchet, (P) le prix d'inputs, (X) les caractéristiques d'output ; et (Z) des caractéristiques non contrôlables qui affectent le service. Le vecteur (X) contient : (PR) = Pourcentage de recyclage par rapport à la quantité totale des déchets ; (WL) = le niveau des salaires provinciaux ; (F) = Fréquence de collecte de déchets par semaine ; (L) = l'existence d'un site d'élimination sur le territoire de la municipalité ; ($PROD$) = le Mode de gestion (publique/privée) tandis que le vecteur (Z) contient : (D) = densité de population par km²; (T) = intensité de Tourisme. Une équation logarithmique a été adoptée :

$$\begin{aligned} \log TC_i = & \beta_0 + \beta_1 \log Q_i + \beta_2 \log PR_i + \beta_3 \log D_i + \beta_4 \log F_i + \\ & \beta_5 \log WL_i + \beta_6 \log T_i + \beta_7 L_i + \beta_8 \log P_i + \mu_i \end{aligned} \quad (40)$$

Les résultats en général sont similaires aux études précédentes. La quantité de déchets, le pourcentage de déchets recyclés, la fréquence de collecte et le niveau de salaire augmentent le coût de service. Le degré de l'activité touristique augmente aussi le coût de service, elle représente une nouveauté dans la littérature. Parmi les variables qui influencent négativement le coût, l'existence d'un site d'élimination sur le territoire d'une municipalité. En outre, la densité de population et le mode de gestion n'ont aucune relation significative avec le coût. Les auteurs ont testé aussi l'effet de la coopération intercommunalité comme mode de gestion en incluant une variable binaire à la régression. Les résultats obtenus montrent l'existence des économies d'échelle dans les municipalités au-dessous de 20 000 habitants. [Dijkgraaf et Gradus \(2007\)](#) ont analysé les facteurs qui déterminent les dépenses totales de services des déchets dans 453 municipalités dans les Pays-Bas pendant l'année 2002. Les mêmes

variables incluses dans [Dijkgraaf et Gradus \(2003\)](#) ont été utilisées dans cette étude en ajoutant une série d'indicateurs de concentration pour analyser l'impact de la concurrence sur les dépenses dans le secteur de la sous-traitance. Les indicateurs de concentration utilisés étaient l'index Hirschman-Herfindahl,⁶⁵ et le ratio C3 (la part de marché des trois plus grandes sociétés) et la présence de concurrents (privés ou publics) dans des municipalités dans le même secteur géographique. Bien que les résultats pour les autres variables explicatives soient très semblables à ceux annoncés par [Dijkgraaf et Gradus \(2003\)](#), les auteurs indiquent la présence des économies des coûts qui dépendront de degré de concentration au niveau provincial : une plus grande concentration implique une baisse des coûts de la sous-traitance. Ainsi, la présence des sociétés publiques comme des concurrents au niveau des municipalités voisines influence positivement les économies des coûts réalisées par la sous-traitance. Dans une étude, [Bel et Mur \(2009\)](#) ont examiné la question de la coopération intercommunale, la privatisation et les coûts de service de déchets dans la région d'Aragon en Espagne. L'échantillon a été composé de 56 municipalités de plus de 1000 habitants basés sur des statistiques de 2003. Cette étude considère comme variables explicatives, la population, la dispersion de la population dans une zone municipale, la densité de la population, la fréquence, le revenu, le mode de gestion, l'existence d'un site d'élimination sur le territoire de la municipalité, et la variable coopération municipale. La forme double logarithmique a été adoptée. L'analyse a été effectuée sur l'ensemble de l'échantillon, ensuite sur des sous-groupes sur la base de la population (> 5000 hab, 10 000 hab et 20 000 hab).

$$\log TC_i = \beta_0 + \beta_1 \log Pop_i + \beta_2 \log Disp_i + \beta_3 \log Dens_i + \beta_4 \log Fréq_i + \beta_5 \log Wage_i + \beta_6 \log Prod_i + \beta_7 \log Land_i + \beta_8 \log Coop_i + \mu_i \quad (41)$$

Les résultats de cette étude montrent une forte relation positive et très significative entre la population et les dépenses. Ainsi, les salaires trop élevés influencent les coûts de service positivement. En revanche, la variable fréquence de collecte a été trouvée négative contrairement aux autres études empiriques où le signe était positif. Quant aux deux variables originales dans cette étude, les auteurs ont constaté qu'un degré plus grand de dispersion dans un secteur municipal affecte les coûts totaux

⁶⁵ Indice de concentration du marché (IHH), c'est-à-dire de la mesure dans laquelle un petit nombre d'entreprises représentent une grande partie de la production. Il mesure la concentration du marché en additionnant les carrés des parts de marché de toutes les entreprises du secteur.

positivement en raison des distances séparant les différents centres de population dans une zone municipale qui doivent être couverts. En même temps, « la coopération inter-municipale » mène à une réduction des dépenses dans les municipalités avec des populations plus petites. Cette variable perd de sa significativité dans le cas d'échantillon global et dans les municipalités avec de plus grandes populations. [Lombrano \(2009\)](#) a analysé la question de la performance de service public des déchets par rapport à la politique de privatisation. L'étude empirique était réalisée sur le cas italien sur des données des années 2002, 2003 et 2004. Parmi les résultats de l'étude, la pertinence de la technologie utilisée (collecte sélective, collecte globale...) dans la détermination de dépenses de gestion de déchets. Ainsi que la densité de la population et la zone desservie. L'auteur confirme qu'une forte concentration de la gestion publique directe ou entièrement privée augmente légèrement les dépenses. Mais au contraire, les dépenses baissent légèrement dans les régions où le mode de gestion était en partenariat public privé (PPP). [Bel et Fageda \(2010\)](#) ont utilisé un échantillon de 65 municipalités de la région de Galicia en Espagne et des informations de l'année 2005 pour expliquer le coût total de service des déchets. Les auteurs ont utilisé une fonction logarithmique estimée par les MCO et en appliquant deux méthodes d'estimation : l'une exclut la variable part de déchets recyclés et l'autre l'inclut. En plus des variables utilisées par [Bel et Mur \(2009\)](#) à l'exception des variables coopération intercommunales et la dispersion de la population et la population, les auteurs ont intégré les variables niveau d'activité touristique, le volume de déchets produit dans une municipalité, la part des déchets destinée au recyclage, le mode de gestion (privé et autres). Les principaux résultats de l'analyse empirique montrent l'existence d'une forte relation entre la quantité des déchets produits et le coût total de service. Le mode de gestion assuré par le privé a tendance à augmenter les coûts. En plus, l'augmentation de la part des déchets triés n'implique pas l'augmentation des coûts totaux. Les caractères liés aux municipalités (le niveau d'activité touristique (+), l'existence des usines d'incinération (-)) ou ceux liés à la qualité de service (la fréquence de collecte (+),...) sont significatifs et influencent sur les coûts de service de collecte des déchets.

[Bohm et al., \(2010\)](#) ont estimé les fonctions de coût de la collecte des DSM et de programme de collecte sélective mené en 1997 aux Etats-Unis. Les données sont

issues d'une enquête sur un échantillon aléatoire stratifié de 428 municipalités sur un total de 5044 au niveau national. Le modèle se présente de la manière suivante :

Soit Q_i^G la quantité de déchets solides collectés et éliminés dans la municipalité (i) et TC_i^G le coût total de collecte et d'élimination des DSM. La fonction de coût est donnée par :

$$\ln(TC_i^G) = \alpha^G + \beta_1^G \ln(Q_i^G) + \beta_2^G [\ln(Q_i^G)]^2 + \mu_i^G \quad (41a)$$

Où α^G , β_1^G , β_2^G sont des paramètres à estimer et μ_i^G représente l'ensemble des variables inobservées qui affectent le coût total de collecte et d'élimination de déchets avec une moyenne nulle et une variance $(\sigma^2)^G$. La forme quadratique permet d'avoir une relation non linéaire entre la quantité de déchets et le coût à la fois marginal et moyen de service de collecte et d'élimination.

La fonction de coût total pour la collecte des matières recyclables est :

$$\ln(TC_i^R) = \alpha^R + \beta_1^R \ln(Q_i^R) + \beta_2^R [\ln(Q_i^R)]^2 + \mu_i^R \quad (41b)$$

Où Q_i^R , TC_i^R représente la quantité et le coût total de la collecte des matières recyclables respectivement, et μ_i^R représente l'ensemble des variables inobservées qui affectent le coût total avec une moyenne nulle et une variance constante.

Les auteurs constatent que la méthode des moindres carrés ordinaires est inefficace. Les estimations sont plutôt obtenues avec la régression *Seemingly Unrelated regression* (SUR) en utilisant le GLS. Les résultats du modèle GLS donnent :

$$\ln(TC_i^G) = 4.4576 + 1.1302 \ln(Q_i^G) - 0.0169 [\ln(Q_i^G)]^2 + \mu_i^G$$

$$\ln(TC_i^R) = 7.2926 + 0.3736 \ln(Q_i^R) + 0.0330 [\ln(Q_i^R)]^2 + \mu_i^R$$

Pour le cas des coûts de collecte de déchets, tous les coefficients sont statistiquement significatifs au seuil de 5%. Le R^2 est de 0,71 ce qui veut dire qu'une grande partie des coûts peut être expliquée par la variable quantité. Ces résultats ont permis de calculer le coût total moyen et le coût marginal de la collecte de déchets. Le coût marginal pour la collecte et l'élimination de la 40^{ème} tonne est de 111,40 USD. Ce coût diminue à 59,70 USD pour la municipalité qui génère une quantité de déchets égale à la médiane (7312 t), à 40,54 USD pour celle qui produit une quantité égale à la moyenne (36 610 t) et à 12,19 USD dans le cas d'une production maximum (1 389 000 tonne). Les

auteurs confirment le résultat de Stevens (1978) et Tickner et McDavid (1986) concernant les économies d'échelle.

Concernant l'équation de recyclage, les trois paramètres sont significatifs au seuil de 1%. Le coût marginal est de 342,80 USD pour la 3^{ème} tonne de matières, de 76,53 USD pour la médiane 1200^{ème} tonne, et de 72,81 USD, pour 3232^{ème} tonne. Ces estimations suggèrent que des économies d'échelle sont réalisées si la quantité de la collecte sélective est au-dessous de 13 200 tonnes par an. En recyclant une tonne supplémentaire de déchets qui aurait dû être éliminée, permettrait d'économiser un montant de 59,70 \$ dans les coûts de collecte et d'élimination, mais en même temps une dépense de 76,53 s'ajoutera aux coûts de recyclage. Ce coût supplémentaire peut être réduit par les recettes issues des ventes de matières recyclées.

Afin d'approfondir leur analyse, les auteurs ont introduit dans la régression des déterminants spécifiques Z_{i1}, Z_{i2}, Z_{iK} qui peuvent influencer le coût marginal à long terme de chaque type de collecte (standard ou sélective) dans la municipalité (i). Donc, la fonction de coût total de l'équation 41a ou 41b peut être écrite sous la forme suivante :

$$\ln(TC)_i = \alpha + \beta_1 \ln(Q_{ii}) + \beta_2 [\ln(Q_i)]^2 + \gamma_1 Z_{i1} + \gamma_2 Z_{i2} + \dots + \gamma_K Z_{iK} + \mu_i \quad (42c)$$

Les variables susceptibles d'influencer le coût de service de déchets et de recyclage sont de l'ordre de quatre groupes :

- 1- Les coûts des facteurs économiques (coûts du travail et du capital, carburant, élimination de déchet),
- 2- Les caractéristiques de service (collecte sélective groupée, fréquence, offre personnelle des bacs de tri, offre non personnelle des bacs de tri, le taux des ménages participants au tri sélectif),
- 3- Les pratiques de tri (conteneurs de recyclage fournis aux ménages, tri par les collecteurs, tri dans une installation centrale, redevance incitative, taille de l'équipage de la collecte sélective, collecte sélective le même jour que la collecte des DSM, collecte en régie, avoir des installations de recyclage et de récupération, camion de collecte spécialisée pour les matériaux),
- 4- Les autres variables exogènes (densité, importance de l'objectif de recyclage, nombre d'années du programme de collecte sélective).

Les résultats de la première régression concernant les coûts de la collecte et d'élimination des DSM montrent que les coefficients de la variable quantité et son terme quadratique ne changent pas beaucoup lorsque d'autres variables ont été ajoutées au modèle. Une augmentation de 1% dans les prix de carburant augmente le coût de la collecte et d'élimination de 1,653%. Les coûts du travail et du capital sont non significatifs avec un signe positif. En revanche, au seuil de 5%, une augmentation de 1% des coûts d'élimination engendre une augmentation des coûts de 0,17%. La redevance influence positivement sur le coût mais elle est non significative. Les coûts augmentent de 18,1% suite à l'augmentation des coûts de la mise en place d'un système de comptage, des bacs et de l'administration. Autre variable non significative avec un signe négatif, la collecte sélective effectuée le même jour que la collecte de DSM. La réduction est de 12,6% de coût marginal. Enfin, la densité a un coefficient significatif au seuil de 10% de 0,092.

Pour ce qui concerne les coûts du programme sélectif et du recyclage, la régression donne un coefficient positif pour la variable du capital, l'augmentation des taux d'intérêt de 1 % augmente les coûts du recyclage d'environ 21,90 %. Ce résultat a été interprété par une forte intensité en capital des systèmes de recyclage que les systèmes de collecte et d'élimination (nécessite des installations de traitement et des véhicules de collecte spécialisés). L'augmentation du taux de participation au tri sélectif de 1 % augmente les coûts de 0,5 %. La collecte d'une grande quantité de matériaux triés par un petit nombre de ménages est moins chère que la collecte d'une petite quantité de matériaux produite par un grand nombre de ménages. Le fait d'effectuer le tri au niveau d'une installation centralisée diminuera les coûts de 36,3 % par tonne de matériaux collectés mélangés. Cette pratique facilite le processus de collecte. La variable sur le mode de gestion donne une augmentation de coût marginal de recyclage de 26,6% dans le cas de la régie.

Le reste des variables sont non significatives avec des signes différents sur les coûts (la densité de la population (+), le nombre d'années de mise de programme sélectif (-), type de camion de collecte (+), fréquences (+),...). Ils concluent que les coûts de la collecte et d'élimination de déchets dépassent les coûts de collecte sélective et du recyclage en raison des coûts liés au tri et au traitement des matières recyclables. Ils suggèrent également que les économies d'échelle sont présentes à la

fois, pour la collecte et pour le recyclage au bord des routes, mais qu'elles disparaissent à un niveau élevé de recyclage. Les coûts totaux de recyclage moyens sont réduits au minimum à 75,18 USD par 13200 tonnes de matériaux recyclés par an dans les municipalités ayant une population d'environ 80 000 habitants. Mais la quantité totale de déchets disponible pour le recyclage (G + R) est largement déterminée par les populations locales et les niveaux de revenu, facteurs exogènes à l'administration municipale. Une municipalité très petite, par exemple, est incapable d'atteindre ce coût moyen minimum si la quantité totale de matière disponible pour le recyclage (G + R) est inférieure à 13 200 tonnes.

3. Éléments d'analyse sur les déterminants du coût de service de déchets

Comme le montre le point précédent, il existe une littérature bien plus abondante sur la recherche des économies d'échelle et de densité en matière des coûts de service de déchets, que sur les déterminants de ces coûts. L'analyse des travaux d'estimation économétrique dédiés aux coûts de service de déchets nous a permis alors de présenter et de discuter dans ce point, les différents facteurs influençant les coûts de service de gestion de déchets. Cependant, dans notre cas d'étude empirique, lorsque nous exposerons nos modèles explicatifs des déterminants des coûts de service de déchets en Algérie, nous discuterons nos résultats économétriques au regard de la littérature présentée dans le premier point de ce chapitre. L'objectif sera de voir si les mêmes variables explicatives ressortent dans le cas algérien.

L'examen de la littérature a montré l'utilisation de deux approches différentes concernant la variable dépendante. La première a apporté sur **le coût moyen**, (Hirsh 1965 ; Dubin et Navarro, 1988 ; Szymanski et Wilkins, 1993 ; Ohlsson, 2003) ; la deuxième a apporté sur **le coût total** (Stevens, 1978 ; Callan et Thomas, 2001 ; Dijkgraaf et Gradus, 2003, 2007 ; Bel et Costas, 2006 ; Bohm et al., 2010). Cette variable dépendante compte les dépenses de la pré-collecte, de la collecte, de transport, d'élimination et les coûts de gestion que les municipalités doivent payer pour ce service. Dans certains cas, ce coût ne comprend pas les coûts liés à l'opération de nettoyage des rues ou les coûts de recyclage comme le fait Callan et Thomas (2001)

qui intègre le coût de l'opération du recyclage. Dans le cas algérien, puisque le nettoyage des rues est assuré par le service de nettoyage communal qui gère le service des déchets, ces coûts sont toujours comptabilisés et il est difficile de les séparer des coûts de collecte de déchets. Il existe des études où cette variable représente les coûts au niveau des entreprises privées qui assurent cette mission (Antonioli et Filippini, 2002). La majorité des études utilisent une fonction de coût soit sous une forme linéaire, ou sous une forme log-linéaire.

En revanche, les variables explicatives les plus citées par les études empiriques peuvent être regroupées en trois sous catégories que nous présentons dans les paragraphes ci-après.

3.1. Variables relatives au service des déchets

Les variables environnementales qui sont susceptibles d'influencer le coût de service de déchets font référence à des variables en relation directe avec la quantité de déchets produite et ainsi au service de déchets. Ces variables représentent une part très significative dans la composition des coûts totaux de service de déchets.

3.1.1. Quantité de déchets

Il est très clair dans la littérature existante en matière d'analyse des coûts de service de déchets que la quantité de déchets produite est le déterminant le plus important. Elle est exprimée en kilogrammes ou en tonnes, laquelle peut être décomposée en différents éléments (quantité collectée, éliminée, recyclée... etc.). Les estimations tendent à prouver que l'augmentation des quantités de déchets est bien corrélée au coût de service. Donc, le coefficient associé à cette variable devrait être positif et déterminera si vraiment il existe des économies d'échelle. Pour la plupart des résultats de la littérature indiquent l'existence d'une économie d'échelle légère dans les municipalités les moins peuplées (Stevens, 1978 ; Dubin et Navarro, 1988) ou pas d'économie (Hirsch, 1965; Callan et Thomas, 2001). Cependant, Dijkgraaf et Gradus (2003) ont inclus dans leur modèle la quantité des matières recyclées de verre, de papier et de déchets verts, ils attendent que l'effet de ces variables soit indéterminé. Bel et Fageda (2010) incluent eux aussi le taux de déchets destiné au recyclage (tri sélectif). Bohm et al., (2010) ont instauré une variable qui représente la quantité de

déchets et une autre variable pour la quantité de matériaux recyclés sous une forme quadratique. Cette forme est négative pour la collecte de déchets et positive dans le cas de recyclage. Globalement, il n'y a pas d'hypothèse précise tirée des résultats de la littérature pour l'effet de cette variable.

3.1.2. Fréquence

La fréquence de collecte nécessite le nombre de rotations effectuées par les camions de collecte par jour ou le nombre de jours de collecte par semaine. Les études précédentes ont fait apparaître un effet positif significatif sur les coûts (Stevens, 1978 ; Dubin et Navarro, 1988 ; Callan et Thomas, 2001). Antonioli et Filippini (2002) montrent que, *toutes choses égales par ailleurs*, une entreprise avec une fréquence de collecte supérieure à 3 fois par semaine a des coûts plus élevés qu'une entreprise avec une faible fréquence de la collecte. Ce résultat est expliqué par le fait que les entreprises avec une forte fréquence de collecte ont plus de dépenses relatives aux facteurs de capital et de travail. Cependant, du point de vue des ménages, une faible fréquence de la collecte par semaine peut produire plus d'externalités négatives en matière de qualité de service et sur la propreté du quartier. Bel et Mur (2009) trouvent une relation négative contrairement à leurs prédictions. Ils justifient ce signe par le faible degré de variabilité des données de la fréquence suite à la coopération intercommunale qui conduira à des fréquences élevées dans les petites municipalités.

3.1.3. Mode de gestion (public, privé, intercommunalité)

Nous entendons par le mode de gestion, la personne qui assure la tâche de collecte, d'élimination et de traitement de déchets. En matière de service public de déchets, il existe plusieurs formes de gestion : la gestion directe ou publique assurée par le personnel et par les équipements de la personne compétente en matière de service de déchets (commune, groupement de communes, établissement public) ; la gestion privée via un système de concession ; et la gestion en partenariat public privé (PPP). Pour les pouvoirs publics, le mode de gestion est un déterminant crucial de coût de service de déchets : les municipalités cherchent le mode de gestion qui sera efficace (moins de coûts), et donc, selon le mode de gestion adopté au niveau de la municipalité, le coût de service variera positivement ou négativement. Le signe attendu de cette variable est ambigu. Certaines études trouvent une relation négative

entre la gestion privée et les coûts, tandis que d'autres ne trouvent pas de preuve concluante. [Callan et Thomas \(2001\)](#) ne constatent aucun effet lors d'une gestion directe. [Stevens \(1978\)](#) estime que les contrats de franchise réduisent les coûts de 26-48% par rapport à ceux d'un marché privé concurrentiel et de 27-37% par rapport à ceux de la prestation municipale (pour les villes comptant plus de 50 000). Les coûts pourraient augmenter avec la gestion directe si les paiements de salaire aux travailleurs municipaux sont supérieurs à ceux des travailleurs du marché privé ou si la municipalité n'a pas de pression concurrentielle à minimiser les coûts. [Warner et Hebdon \(2001\)](#) soulignent que l'analyse sur le mode de gestion ne doit plus être considérée comme une simple dichotomie entre l'offre privée et publique.

Il existe des alternatives qui peuvent contribuer à améliorer l'efficacité des services publics notamment la coopération intercommunale. Cependant, l'agrégation des services dans les quartiers les plus larges que la municipalité par le biais de la coopération intercommunale permet d'exploiter les économies d'échelle, soit avec la production publique ou privée. [Bel et Costas \(2006\)](#) trouvent une élasticité négative (-0,185) lorsqu'ils intègrent la coopération intercommunale comme variable explicative des coûts de service de déchets sur l'ensemble de l'échantillon, et une élasticité de (-0,226) dans les cas des municipalités inférieures à 20 000 habitants, et non significative dans des municipalités très peuplées. La coopération intercommunale semble être une formule appropriée pour répondre aux économies d'échelle et réduire les coûts. Ce résultat a été confirmé par [Bel et Mur \(2009\)](#).

3.2. Variables géographiques

Les facteurs géographiques sont de peu d'importance dans l'explication des coûts de service de déchets. Ces facteurs font référence à la distance, à l'existence d'un site d'élimination sur le territoire de la municipalité, à la densité.

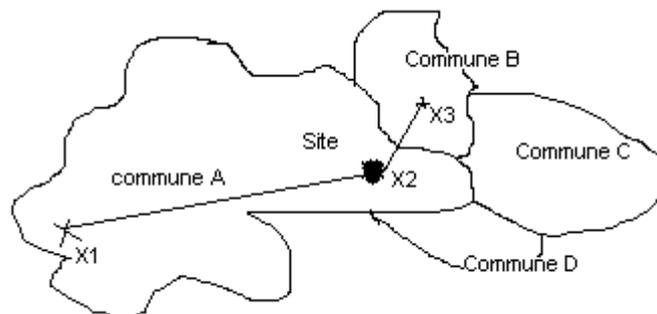
3.2.1. Distance

La distance se divise en deux parties, la distance parcourue pour effectuer l'opération de la collecte de déchets et celle de transfert des déchets collectés vers un site d'élimination. Cette variable est fortement corrélée avec le coût de service, plus la distance est longue, plus les dépenses augmentent. [Ohlsson \(2003\)](#) et [Antonioli et](#)

Filippini (2002) confirment cet effet avec un coefficient positif (+0,16) et (+0,078) respectivement. Dijkgraaf et Gradus (2003) ont remplacé la variable distance par une variable nombre de points de collecte par rapport à la superficie de la municipalité afin de déterminer la distance entre les différents points et le nombre d'arrêts.

3.2.2. Localisation du site d'élimination

Cette variable est fortement corrélée avec la précédente, c'est-à-dire avec la distance. Les coûts de transport entre le lieu de la collecte et le lieu d'élimination représentent une part importante dans la structure des coûts du service. Une variable binaire indiquant l'existence de site d'élimination sur le territoire de la municipalité ou non. L'effet de cette variable est négatif dans Callan et Thomas (2001), Bel et Costas (2006), Bel et Fageda (2009). En revanche, cette variable n'est pas significative dans Bel et Mur (2010). Par conséquent, l'effet négatif de cette variable est dû à la distance en premier lieu, le fait d'avoir un site d'élimination sur son territoire veut dire une distance à parcourir moins que celle des autres municipalités. Dans le cas inverse, les municipalités sont dans l'obligation de parcourir des distances plus longues pour transférer leurs déchets à d'autres communes. Cette distance augmentera les dépenses liées aux coûts de transport. Mais cette variable peut avoir un effet négatif pour la municipalité accueillant le site de fait de son territoire vaste par rapport aux municipalités frontalières avec un territoire restreint.



La figure ci-dessus illustre cette situation d'où la distance (X1-X2) parcourue par la commune (A) est supérieure à la distance (X2-X3) nécessaire pour éliminer les déchets de la commune (B). Une autre raison de l'effet négatif de cette variable est que les municipalités paient une redevance plus élevée pour l'élimination de leurs déchets que la municipalité accueillant le site (dans le cas algérien, par exemple, la commune

d'Ouled-Fayet qui abrite le centre d'enfouissement technique bénéficie d'un service gratuit pour l'élimination de leurs déchets).

3.2.3. Densité

La densité démographique, mesurée en habitants par kilomètre carré, est considérée comme un indicateur de densité de la municipalité. Callan et Thomas (2001) utilisent la densité comme le nombre de logements par la surface dans chaque ville. Dijkgraaf et Gradus (2003) ont utilisé le nombre de points de collecte par ménages comme variable de densité. L'effet attendu de cette variable est ambigu. D'une part, une forte densité de population offre la possibilité de collecter plus de déchets solides par un point de collecte. D'autre part, la collecte des déchets est principalement une activité de transport. La durée du transport est très sensible à la circulation dans les zones trop peuplées. Par conséquent, il est difficile de prédire ce que l'effet de la densité sur les coûts. Ceci est cohérent avec l'ambiguïté enregistrée dans les résultats de la littérature : pas d'économies de densité chez Stevens (1978), Dijkgraaf et Gradus (2003). Des économies de densité (Hirsh, 1965 ; Reeves et Barrow, 2000 ; Dubin et Navarro, 1988 ; Ohlsson, 2003). Cette variable a été non significative dans Bel et Costas (2006) et Bel et Mur (2009).

3.3. Autres variables

3.3.1. Variables climatiques

Les variables qui ont été utilisées dans la littérature comme variables climatiques sont le degré de la température et la quantité de précipitation. Ces deux variables peuvent avoir un effet direct sur le volume de déchets produits ou collectés notamment dans les pays où le taux d'humidité est trop élevé à cause de la matière organique qui caractérise la composition des déchets. Une température élevée avec moins de pluie diminuera le taux d'humidité et baissera le volume de déchets et, *vice versa*, une baisse de température avec une augmentation du taux de précipitation augmente le taux d'humidité et donc le volume de déchets. Cette variable a un effet indirect sur les coûts de la gestion via la variable quantité de déchets. Stevens (1978) a utilisé la température comme variable climatique. Il a mesuré la variation de la température entre le mois de juillet et le mois de janvier. Leur résultat montre que l'augmentation

de la variabilité des conditions météorologiques n'a aucun impact significatif sur les coûts de collecte. [Dubin et Navarro \(1988\)](#) intègrent la différence des températures entre l'été et l'hiver, ainsi que la précipitation annuelle de neige et de pluie, ils trouvent un effet négatif pour la température et un effet positif pour la précipitation.

3.3.2. Variables spécifiques

En plus des variables communes entre l'ensemble de la littérature, des variables spécifiques pour chaque étude empirique ont été testées. [Bel et Fageda \(2010\)](#), [Bel et Costas \(2006\)](#) ont intégré une variable qui mesure l'activité touristique dans la municipalité (**Tourisme**). Elle vise à refléter l'influence des variations saisonnières de la production de déchets solides sur les coûts d'élimination. En effet, durant la saison touristique, il peut être nécessaire d'engager du personnel supplémentaire et cela introduit une certaine instabilité dans la production de services. Ainsi, le coefficient associé à cette variable est positif dans les deux cas.

[Bel et Mur \(2010\)](#), [Bel et Fageda \(2010\)](#) ont intégré une variable qui représente **les prix d'inputs** (les salaires par exemple...). Un coefficient positif a été trouvé dans la première étude et non significatif dans la seconde. [Gómez-Lobo et Szymanski](#) dans leur article "A Law of Large Numbers: Bidding and Compulsory Competitive Tendering for Refuse Collection Contracts" (2001) ont inclus une variable sur le nombre **d'appels d'offres**. Ils trouvent un effet négatif.

Tableau 40 : Tableau récapitulatif des études empiriques sur les coûts de service de déchets

Étude	Variable dépendante	Variables explicatives	Signe	Fonction		Méthode de régression	Zone d'étude	Année	échantillon
Hirsch (1965)	Coût moyen	Qté déchets (déchets ²) Fréquence Densité Gestion privée	0 (0) + 0 0 ⁻	Fonction de coût	de	Régression linéaire	USA, MO	1960	24
Pier et al. (1974)	Quantité déchets	Travail capital	+ +	Fonction de production	de	Régression linéaire	USA, MT	Début 1970	22
Kitchen (1976)	Coût moyen	Qté déchets (déchets ²) Fréquence Densité Prix de travail Distance du site d'élimination Gestion privée	+(-) 0 + + 0 -	Fonction de coût	de	Régression linéaire	Canada	Début 1970	48
Kemper & Quigley (1976)	Coût moyen	Fréquence Densité Gestion privée (marché) Production privée	0 0 + -	Fonction de coût	de	Régression linéaire	USA, CT	1972-1974	128
Collins & Downes (1977)	Coût moyen	Qté déchets Fréquence Gestion privée (marché) Production privée	0 0 + 0 ⁺	Fonction de coût	de	Régression linéaire Méthode pas-à-pas	USA, MO	Début 70	53
Pommerehne & Frey (1977)	Coût moyen	Qté déchets Fréquence Densité Production privée	+ + - -	Fonction de coût	de	Régression linéaire Régression log-linéaire	Suisse	1981	132
Stevens (1978)	Coût total	Qté déchets Fréquence Densité Prix de travail Gestion privée (marché) Production privée	+ + 0 + + 0-	Fonction de coût	de	Régression log-linéaire	USA	1974	340
Tickner & McDavid (1986)	Coût total	Qté déchets Fréquence Densité Prix de travail Distance du site d'élimination Production privée	+ + 0 + 0 -	Fonction de coût	de	Régression log-linéaire	Canada	1981	132

Chapitre 3 : L'estimation du coût de la gestion de déchets municipaux en Algérie

Domberger et al. (1986)	Coût total	Qté déchets Fréquence Densité Prix de travail Production privée Appel d'offres et gestion publique	+ + 0 + - -	Fonction coût	de	Régression log- linéaire	Angleterre et pays de Galles	1983- 1985	305
Dubin & Navarro (1988)	Coût total	Qté déchets Fréquence Densité Gestion privée (marché) Gestion publique	- + - + 0*	Fonction coût	de	Régression log- linéaire (contrôle biais de sélection)	USA	1974	261
Szymanski & Wilkins (1993)	Coût moyen	Qté déchet Fréquence Densité Prix du travail Gestion privée Appel d'offres et gestion publique	0 0 0 0 - -	Fonction coût	de	Régression log- linéaire Estimation en deux étapes	Angleterre et pays de Galles	1984- 1988	185-335
Szymanski (1996)	Coût moyen	Même que dans Szymanski and Wilkins (1993)	Même signes ***	Fonction coût	de	Régression log- linéaire ; pooled estimation	Angleterre et pays de Galles	1984- 1994	>300
Reeves & Barrow (2000)	Coût total	Qté déchets Recyclage Fréquence Densité Gestion privée	+ 0 0 - -	Fonction coût	de	Régression log- linéaire ; Estimation panel	Irlande	1993- 1995	48
Callan & Thomas (2001),I	Coût total d'élimination	Qté déchets éliminées Qté recyclée Qté éliminée ^a , qté recyclée Fréquence Densité Distance de site d'élimination Gestion publique	+ + - + + + 0	Fonction coût	de	Régression linéaire	USA,MA	1997	110
Callan & Thomas (2001),II	Coût total de recyclage	Qté déchets éliminées Qté recyclée Qté éliminée ^a , qté recyclée Fréquence Densité Gestion publique	+ + - + 0 0	Fonction coût	de	Régression linéaire	USA,MA	1997	110

Chapitre 3 : L'estimation du coût de la gestion de déchets municipaux en Algérie

Antonioli & Filippini (2002)	Coût total	Qté déchets Salaires Distance Fréquence	+ + + +	Fonction coût	de	Régression linéaire	log-	Italie	1991- 1995	30
Dijkgraaf & Gradus (2003)	Coût total	Qté déchet Recyclage Fréquence Densité Public sans appel d'offre Public avec appel d'offres	+ 0 + 0 + -	Fonction coût	de	Régression linéaire	log-	Hollande	1996- 1997	85
Ohlsson (2003)	Coût moyen	Qté déchets Fréquence Densité Distance de site d'élimination Gestion privée	- + 0 + +	Fonction coût	de	Régression linéaire	log-	Suède	1989	115
Bel & Costas (2006)	Coût total	Qté déchets Recyclage Fréquence Densité Prix de travail Tourisme Distance de site d'élimination Coopération Intercommunale Gestion privé	+ + + 0 + + + - 0	Fonction coût	de	Régression linéaire	log-	Espagne	2000	186
Dijkgraaf & Gradus (2007)	Coût total	Qté déchets Recyclage Densité Gestion privée Appel d'offres avec gestion public Taux de concentration	+ 0 - - - +	Fonction coût	de	Régression linéaire	log-	Hollande	1998- 2005	491
Bel & Mur (2009)	Coût total	Population Fréquence Site d'élimination Densité Dispersion de population Gestion privée Coopération intercommunale Salaires	+ - 0 0 + 0 0 +	Fonction coût	de	Régression linéaire	log-	Espagne	2003	56

Chapitre 3 : L'estimation du coût de la gestion de déchets municipaux en Algérie

Bel & Fageda I (2010)	Coût total	Qté déchets Fréquence Tourisme Site d'élimination Salaires Gestion privée	+ + + - 0 +	Fonction coût	de	Régression log- linéaire	Espagne	2005	65
Bel & Fageda II (2010)	Coût total	Qté déchets Qté déchets triée Fréquence Tourisme Site d'élimination Salaires Gestion privée	+ 0 + + - 0 0	Fonction coût	de	Régression log- linéaire	Espagne	2005	60 communes < 50000 hab
Bohm et al (2010) I	Coût total d'élimination	Qté déchets (qté ²) Salaries Coût de capital (intérêt) Prix Fuel Coût d'élimination (\$/tonne) Redevance variable Collecte + Recyclage même jour Densité	+(-) 0 0 + + 0 0 +	Fonction coût	de	Régression log- linéaire	USA	1997	284
Bohm et al (2010) II	Coût total recyclage	Qté déchets recyclée (Qté ²) Salaire Coût de capital (intérêt) Prix Fuel Point collectif de tri Fréquence Participation au tri Bacs de recyclage aux ménages Tri par collecteurs Tri au site d'élimination Taille d'équipage de collecte Collecte + Recyclage même régie Installations de tri Camion spécialisé de collecte sélective Densité Objectif de recyclage Ancienneté de la collecte sélective	+(+) 0 + 0 0 0 - 0 0 - 0 0 0 + 0 0 0 0 0 0 0	Fonction coût	de	Régression log- linéaire	USA	1997	284

Source: Bel et Warner (2008) complété par l'auteur

(*) Dans cette colonne, (+) signifie un coefficient positif et statistiquement significatif; (-) signifie un coefficient négatif et statistiquement significatif; (0) signifie un coefficient qui n'est pas statistiquement différent de zéro. Lorsque (0) est le signe pour les variables liées à la gestion privée ou publique, l'indice en exposant indique le coefficient direct dans la régression.

(**) La méthode d'estimation est MCO, sauf indication contraire.

(***) Szymanski (1996) introduit le dynamique sur les données et les variables de Szymanski et Wilkins (1993). La principale modification est que la réduction des coûts à la production privée est soutenue des heures supplémentaires, alors que la réduction des coûts aux appels d'offres et de la production publique n'est pas soutenue des heures supplémentaires.

4. Analyse empirique sur les coûts de la gestion des déchets municipaux en Algérie

L'analyse prospective du coût de la gestion des déchets municipaux en Algérie est basée essentiellement sur les schémas directeurs de la gestion des déchets urbains prévus dans le cadre de PROGDEM. Ce programme prévoit un système de zonage pour chaque collectivité afin d'affecter les moyens humains et matériels et d'assurer une gestion efficace. Le PROGDEM vise aussi à la construction des centres d'enfouissement technique (CET) (MATE, 2005). Nous nous référons aux besoins de chaque commune prévus par le PROGDEM pour l'année 2007 afin d'estimer le coût de la gestion d'une tonne de déchets. L'estimation de ce coût contient tout d'abord le coût de collecte et de transport, puis le coût de la gestion d'un CET.

Pour illustrer notre problématique sur le coût de la gestion des déchets et le recouvrement de ce coût par une taxe locale selon les objectifs de PROGDEM, nous étudions 35 communes (29 de la wilaya de Boumerdès et 5 de la wilaya de Constantine et la ville de Mostaganem). En première étape nous estimons le coût de revient de la gestion de déchets avec et sans prise en compte du coût d'exploitation d'un CET. En seconde étape nous évaluons le montant et le taux de recouvrement de la TEOM sur la base des trois hypothèses pour chaque commune de notre échantillon puis nous calculons un ratio par rapport à la quantité des déchets collectés. Enfin, nous comparons ce ratio au coût de gestion estimé.

4.1. Modèle théorique

4.1.1. Coût de la collecte et du transport

L'estimation du coût de la collecte et de transport des déchets vers un CET prend en compte deux types des charges financières : les frais des moyens de précollecte qui doivent être mis en place sur l'ensemble de territoire d'une commune ; et les frais d'opération de la collecte et de transport vers un CET. Le coût unitaire est calculé par la formule suivante :

$$C_w = \frac{\sum C_{pre} + \sum C_{ct}}{W} \quad (42)$$

D'où, (C_w) représente le coût de la gestion des déchets estimé en DA⁶⁶ /tonne, (W) représente la quantité des déchets collectés dans une commune exprimée en tonne durant une année, (C_{pre}) est le coût de la mise en place des moyens de pré-collecte. Nous supposons ici que la durée de vie d'un bac roulant hermétique de 240 litres est de deux ans et celle des caissons métalliques est de trois ans. Le prix unitaire d'un bac roulant est de 4 680 DA, et 10 000 DA pour la construction d'une niche en dur, et 20000 DA pour l'achat d'un caisson métallique. L'estimation de nombre de bacs roulants est calculée en fonction de la production quotidienne par habitant, la taille de ménages, la capacité d'un bac. La méthode utilisée est la présente :

- La masse volumique des déchets (sans compactage) est d'environ 0,33 T/M³ d'où 1000L égal à un M³ donc un bac de 240 L = 0,24 M³ ; et un M³ de déchet pèse 330 kg donc 0,24 M³ pèsera 79,2 kg. Le bac de 240 L peut contenir, donc, environ 80 kg de déchets ;
- Le calcul de la production de déchets par habitant d_{hab} (quantité globale/population) ;
- Le calcul du nombre de personnes produisant une quantité équivalent à 80 kg :

$$nb_{per} = \frac{80}{d_{hab}} ;$$
- Le calcul de nombre de ménages a été effectué sur la base du nombre de personnes produisant une quantité de 80 kg et la taille moyenne des ménages enregistrés au niveau d'une commune : $nb_{men} = \frac{nb_{per}}{T_{men}} ;$
- Enfin nous calculons le nombre de bacs par rapport au nombre global des ménages sur la base d'un bac roulant de 240L pour nb_{men} .

(C_{ct}) est les coûts de la collecte et de transport. Ce coût contient une partie fixe, et une partie variable (ou proportionnelle) et des frais généraux.

$$C_{ct} = C_{fixe} + C_{variable} + C_{généraux}$$

D'où (C_{fixe}) ce sont les coûts fixes représentés par la formule suivante :

$$C_{fixe} = (F_{pers} + F_{entr_{vih}} + F_{exploit})$$

⁶⁶ Monnaie algérienne, 1€ ≈ 100 Dinars algérien.

(F_{pers}) représente les frais liés au personnel et à l'ensemble des outils de travail (vêtements, balais, chariots...), ($F_{entr.vih}$) sont les frais d'entretien des véhicules qui sont estimés à une moyenne de 14 % du prix d'achat du véhicule. Ce sont les dépenses annuelles d'entretien comprenant les fournitures et la main d'œuvre, ($F_{exploit}$) sont les dépenses d'exploitation du personnel. Nous considérons une équipe composée d'un chauffeur et de trois éboueurs par véhicule selon la norme courante admise. ($C_{généraux}$) représente les coûts généraux supposés égaux à 20 % du total des frais (fixe et variable). Elles représentent les frais des (bureaux, entretien des installations fixes, assurances, impôts et taxes, frais des campagnes de sensibilisation et d'information des usagers). ($C_{variable}$) sont les coûts variables ou proportionnels avec la distance entre le lieu de la collecte et le CET, le circuit de la collecte. Ces coûts sont donnés par la formule ci-dessous :

$$C_{variable} = (C_{énergie} + C_{lubrifiants} + C_{pneumatiques} + C_{batteries})$$

Dont, ($C_{énergie}$) est le coût de la consommation d'énergie par l'ensemble des véhicules destinés à la collecte et au transfert des déchets vers le nouveau CET. En supposant que le prix du Gas-oil est 13,75 DA / L et que la consommation moyenne est estimée à 0,35 L/km. ($C_{lubrifiants}$) est le coût de lubrifiant nécessaire pour l'ensemble des véhicules, il est égal à 10% des frais des combustibles. ($C_{pneumatiques}$) est le coût des pneumatiques, et ($C_{batteries}$) représente le coût d'une batterie changeable par an et par véhicule, le prix moyen est estimé à 10 000 DA. Le calcul du coût d'énergie est donné par la fonction suivante :

$$C_{énergie} = (D_{coll} + D_{tran}) * 13,75 * 0,35$$

Dont,

$$D_{coll} = d * r * t * nb_v \quad \text{et} \quad D_{tran} = d * r * t * nb_v$$

(D_{coll}) est la distance parcourue en total pour collecter l'ensemble de déchets sur un territoire donné et (D_{tran}) est la distance de transfert des déchets collectés vers un futur CET. (d) est la distance parcourue par un véhicule en km, (r) est le nombre de rotations d'un véhicule par jour, $t = 365$ jours et (nb_v) est le nombre de véhicules.

4.1.2. Coût d'enfouissement des déchets

L'enfouissement des déchets est la solution retenue par le gouvernement algérien comme mode d'élimination de déchets municipaux. Selon les données disponibles, le coût estimé de la gestion d'un CET est composé de trois parties : les coûts d'investissement, les coûts de fonctionnement fixes, et les coûts de fonctionnement variables. Le coût de la gestion d'une tonne dans un CET est donné par l'équation suivante :

$$C_{enf} = \frac{\sum C_{inv} + \sum C_{fixe} + \sum C_{var}}{W} \quad (43)$$

(C_{enf}) est le coût d'enfouissement d'une tonne de déchets, (C_{inv}) représente la somme des dépenses d'investissement (frais d'étude, terrain, aménagement, équipements, traitement de lixiviats, collecte et traitement du biogaz, frais d'emprunt). (C_{fixe}) sont les dépenses liées au fonctionnement d'un CET notamment les frais de personnel, d'entretien, d'assurance,...etc. (C_{var}) les coûts qui varieront en fonction de la consommation de carburant, lubrifiant, lixiviats et le biogaz ainsi que des frais divers (téléphone, énergie,...).

4.1.3. Recouvrement des coûts de la gestion

L'Algérie a fait le choix de financer le service public d'enlèvement et d'élimination des déchets ménagers et assimilés par la taxe d'enlèvement des ordures ménagères (TEOM). Le PROGDEM adopte une procédure de recouvrement progressif des coûts liés à la gestion des déchets solides municipaux et assimilés à travers la TEOM. Cette taxe prévue par la loi de finance de 2002 fixe des fourchettes pour trois catégories différentes : les ménages, les commerçants / artisans, et les entreprises. Nous retenons trois hypothèses possibles pour montants de la TEOM pour chaque catégorie. La première hypothèse (H1) prend en compte le montant le plus bas pour chaque catégorie qui peut être décidé par l'autorité compétente. La seconde hypothèse (H2) est basée sur le montant moyen et l'hypothèse (H3) est fondée sur le montant maximum (voir le tableau 41).

Tableau 41 : Hypothèses de recouvrement de TEOM selon la loi de finances 2002

Catégorie	Hypothèse	Montant DA
Unités économiques	H1	10 000
	H2	50 000
	H3	100 000
Commerces et artisanats	H1	1 000
	H2	5 000
	H3	10 000
Habitations	H1	500
	H2	750
	H3	1 000

Source : loi de finances 2002

Notre modèle cherche à estimer le montant le plus proche ou celui qui couvre l'ensemble des dépenses liées à la gestion des déchets municipaux. Le calcul de cette taxe est donné par la formule suivante :

$$TEOM_h = \frac{(nb_{ent} * h) + (nb_{com} * h) + (nb_{hab} * h)}{W} \quad (44)$$

Dont, $(TEOM_h)$ représente le montant de la TEOM dans une hypothèse donnée qui couvre les dépenses de la gestion d'une tonne de déchets dans une commune. (W) est la quantité de déchets collectée par an exprimée en tonne. (h) est le montant de la taxe adopté par l'assemblée délibérante selon le tableau 41. (nb_{ent}) , (nb_{com}) , (nb_{hab}) égales aux nombres d'entreprises, de commerçants et de ménages d'une commune.

4.2. Modèle empirique et données

4.2.1. Modèle

Le choix de l'estimateur est fondé sur le problème de la variable coût total qui est souvent le résultat de la quantité de déchets collecté et la distance parcourue. Par conséquent, l'estimation de la fonction de coût avec les MCO n'est pas efficace. Pour traiter ce problème, Davidson et MacKinnon (2004) écrivent que 2SLS devrait être utilisé pour corriger ce biais. Donc, nous avons utilisé un estimateur à variables instrumentales, tel que les doubles moindres carrés (*Two stage least squares*) comme la fait Niesdwiadomy et Molina (1989) ; Renwick et Green (2000) et Ohlsson (2003). Donc, notre modèle est le suivant.

$$\log CT_i = \beta_0 + \beta_1 \log Waste_i + \beta_2 \log Densité_i + \beta_3 \log Distance_i + \beta_4 \log Point_i + \mu_i \quad (45)$$

$$\log Waste_i = \beta_5 + \beta_6 \log ent_i + \beta_7 \log com_i + \beta_8 \log pop_i + v_i$$

$$\log Distance_i = \beta_9 + \beta_{10} \log site_i + \beta_{11} \log sup_i + \varepsilon_i$$

La variable dépendante est le coût de revient de service de déchets dans la commune (i). Elle inclut la collecte, le transport et l'élimination. Le coût total du service (CT_i), est spécifié comme variable dépendante, comme dans la plupart des travaux de la littérature (Stevens, 1978; Callan et Thomas, 2001; Dijkgraaf et Gradus, 2003 ; Bel, et Costas, 2006).

Pour les variables explicatives, ($Waste_i$) est la première variable explicative, elle représente la quantité de déchets produits dans une municipalité, exprimée en tonne par an. Nous prenons la variable ($Densité_i$) qui représente la densité de population, mesurée en habitants par kilomètre carré, comme un indicateur de densité de la municipalité. L'effet attendu de cette variable est ambigu. D'une part, une forte densité de population offre la possibilité de collecter plus de déchets solides par point de collecte. D'autre part, la collecte des déchets est principalement une activité de transport. La durée du transport est très sensible au rythme de la circulation, notamment dans les zones très peuplées. Donc, nous n'avons pas une prédiction claire de ce que sera l'effet de la densité sur les coûts. Ceci est cohérent avec l'ambiguïté soulignée dans la littérature empirique: absence d'économies de densité (Stevens, 1978); des économies de densité; (Dubin et Navarro, 1988 ; Callan et Thomas, 2001). ($Distance_i$) est la distance parcourue par l'ensemble de véhicules de collecte jusqu'à la mise en CET. Nous attendons que cette variable aura un impact positif sur les coûts de service, plus la distance parcourue est long plus les coûts sont élevés. ($Point_i$) indique la densité de point de collecte d'une commune, elle regroupe les bacs roulants, les caissons métalliques et les niches. Plus ces points sont regroupés plus les dépenses de service de déchets vont diminuer. ent_i , com_i , pop_i sont respectivement le nombre d'entreprises, de commerçants et de la population d'une commune. $site_i$ indique l'existence d'un site d'élimination sur le territoire de la commune ou non, et sup_i est la superficie de la commune.

4.2.2. Données et territoire de l'étude

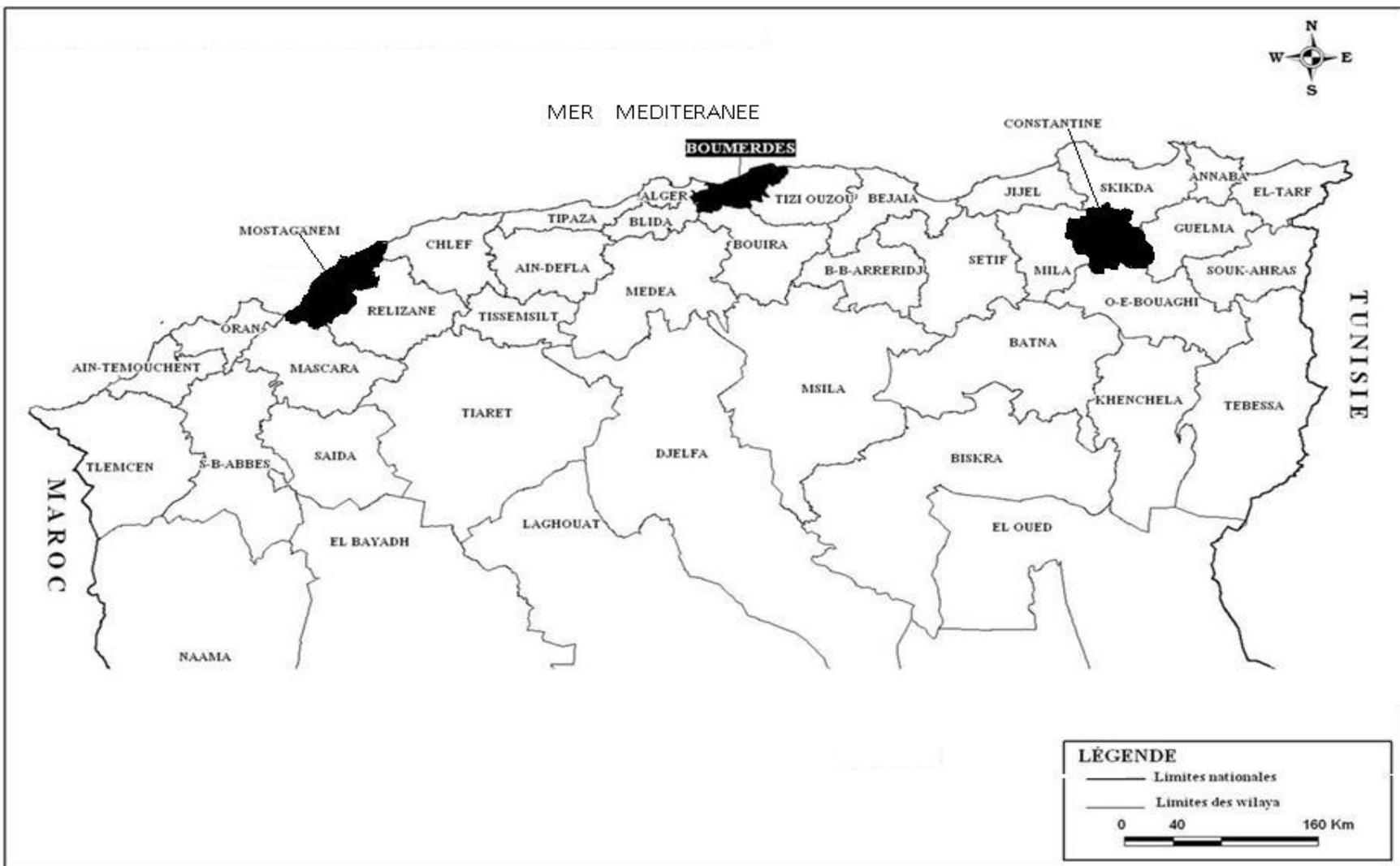
L'ensemble des données utilisées dans l'analyse empirique se réfère à l'année 2007, et elles proviennent des schémas directeurs de la gestion des déchets de chaque commune récupérés au niveau des directions de l'environnement des Wilayas. Les données concernant les coûts municipaux de service de déchets ont été calculées selon

l'équation 42 par des consultants dans le cadre des schémas directeurs de la gestion de déchets de chaque commune. Ensuite ce coût a été additionné avec le coût total de la mise en CET (cas d'exigences environnementale, c'est-à-dire, 1070 DA/t).

L'analyse est effectuée sur 35 communes algériennes (29 dans la wilaya de Boumerdès, 5 dans la wilaya de Constantine, et la ville de Mostaganem). L'échantillon contient près de 15% des municipalités avec une population égale ou inférieure à 10000 habitants, et 22% des municipalités avec une population entre 10 000 et 20 000 hab. Le même taux pour les municipalités de 20 000 à 30 000 hab. Il comprend également 20% des municipalités de taille moyenne, une population comprise entre 30000 et 50 000 habitants. Et 10% entre 50 000 et 80 000 hab et 8% supérieurs à 80000.

Boumerdès est une wilaya côtière placée dans la région centre et c'est l'un des centres urbains moyennement peuplés d'Algérie. La ville de Mostaganem est située sur le plateau de Mostaganem situé à 80km d'Oran à l'ouest de l'Algérie. Les cinq autres communes sont situées dans la wilaya de Constantine qui est une métropole du nord-est de l'Algérie: la ville de Constantine, Kharoub, Didouche Mourad, Hama Bouziane et Ain-Smara. La production des déchets urbains dans la wilaya de Boumerdès en 2007 est de 584,34 t/ jour soit un ratio de **0,73 kg/hab/jour** (DEWB, 2007). Le tonnage moyen des déchets générés par la commune de Mostaganem serait de l'ordre de **95 tonnes/jour**. Par rapport à la population de 2008, le ratio par jour et par habitant serait de **0,61 kg** (DEWM, 2003). Quant à la ville de Constantine elle génère plus de 291t/j (soit, 0,66Kg/j), Kharoub avec 58t/j (0,5kg/j), Hama Bouziane avec 56t/j (0,68kg/j), Didouche-Mourad avec 23,5t/j (0,49kg/j) et Ain-Smara avec 15,5 t/j (0,48kg/j) (DEWC, 2009).

Carte 6 : Localisation du territoire de l'étude



4.2.3. Résultats

Les résultats ont été obtenus à partir de l'estimation l'équation 45 en utilisant le logiciel *Eviews 7*. La robustesse de l'estimation a été testée par la méthode de White afin de tenir compte d'un éventuel problème d'hétéroscédasticité.

Tableau 42 : Estimation du modèle par les 2SLS

Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	10.13101	0.408601	24.79435	0.0000
LWASTE	-0.264063	0.048232	-5.474797	0.0000
LDENSITE	-0.193805	0.097410	-1.989576	0.0558
LDISTANCE	0.110702	0.042505	2.604456	0.0142
LPOINT G S	0.134497	0.077074	1.745033	0.0912
R-squared	0.762848	Mean dependent var		8.101757
Adjusted R-squared	0.731228	S.D. dependent var		0.258814
S.E. of regression	0.134178	Sum squared resid		0.540110
F-statistic	24.12535	Durbin-Watson stat		1.617544
Prob(F-statistic)	0.000000	Second-Stage SSR		0.540110
J-statistic	0.987209	Instrument rank		6
Prob(J-statistic)	0.320426	Nombre d'observation		35

Le tableau 42 montre les résultats obtenus. Il indique que la qualité d'ajustement du modèle est bonne avec un coefficient de détermination de $R^2=0,73$. Le test de *Fisher* indique que toutes les variables sont conjointement significatives au niveau de 1%. La quantité de déchets a une relation très significative avec les coûts, à un niveau de confiance de 99%, et son coefficient est de -0,26. Cette relation négative peut être un signe d'économie d'échelle, plus la quantité de déchets collectés est élevée plus les coûts diminuent. Cette diminution peut être expliquée par la part importante des frais fixes dans la composition des coûts totaux.

La densité de population montre une relation significative et négative avec les coûts de la collecte avec un coefficient de -0,19. Une forte densité implique des réductions des dépenses de services de déchets. En revanche, la distance parcourue est significative et positive à un seuil de 95% avec un coefficient de 0,11. Plus la distance augmente plus les coûts de service vont augmenter. Ceci peut être expliqué par le fait que dans la nouvelle gestion, un CET desservent plusieurs communes ce qui implique une augmentation de la distance pour les communes qui n'abritent pas le site d'élimination. Enfin, la densité de point de collecte a un effet positif sur le coût total de service de déchets avec un coefficient de 0,13. L'augmentation de ces points de collecte nécessite plus de temps de collecte dû aux arrêts et à la circulation.

4.3. Analyse des coûts et des taxes

4.3.1. Différents calcul des coûts

Un rapport de la banque mondiale qui s'inscrit dans le cadre du programme Metap estime que le coût unitaire de l'élimination d'une tonne de déchets ménagers varie entre 1050 DA et 2000 DA. Ce coût reste inférieur au coût d'une bonne gestion des déchets municipaux, il est estimé à 4000 DA par tonne (*cf. le tableau 43*). Le coût de la mise en décharge non contrôlé est estimé entre 800 DA à 1000DA (METAP, 2004).

Tableau 43 : Coût de gestion des déchets municipaux

Ville	Coût unitaire / tonne (DZD)
Ghardaïa	1050
Skikda	1150
Oran	1100
Tlemcen	1500
Alger	2000
Coûts une gestion adéquate des déchets municipaux	4000 = 40 €

Source : MATE 2004

Selon l'analyse prévisionnelle de la gestion des déchets des 35 communes (Eq.43), le coût de revient moyen de la gestion de déchets est de 2337 DA/t avec un minimum de 623DA /t et un maximum de 4344 DA/t. Les résultats de notre étude montrent que ce coût est plus élevé que le coût estimé par la banque mondiale. L'hypothèse de mise en place de la politique environnementale engendrera un surcoût à la gestion de déchets dû à l'amélioration des moyens humains et matériels.

Tableau 44 : Statistiques descriptives de l'échantillon

	Population	Superficie km ²	Déchet tonne	Coût /tonne
Moyenne	46650	61.83	10455.20	2337.30
Médiane	24560	51.32	5427.35	2287.80
Maximum	438205	245	106215.0	4344.95
Minimum	6253	10.18	1323.80	623.26
Observations	35	35	35	35

Ce coût ne prend pas en compte, ni les frais d'investissement pour la réalisation d'un CET assurées par l'État à travers les différents programmes, ni les coûts de fonctionnement qui devraient être assurés par un double mécanisme, subvention et droit d'entrer. Dans le cas du futur CET de la ville de Soumaa (wilaya de Blida) le coût à la tonne a été estimé à 1741DA en cas d'un groupement de communes et à 2200 DA si le CET est réservé à la commune de Blida uniquement. Dans une étude de consultant Ernst & Young en septembre 2005 pour le compte de ministère chargé de

l'environnement indique que selon deux scénarios possibles, le coût d'exploitation d'un CET variera selon la taille de CET d'un côté, et l'application des exigences environnementales minimales dans un autre côté. Ce coût s'élèverait à 1070 DA/t durant la première année d'exploitation dans le scénario exigeant et de 430 DA/t dans le scénario minimaliste. Ce coût a tendance à augmenter dans les années futures suite au renouvellement des équipements et une éventuelle hausse des salaires.

Tableau 45 : Coût d'exploitation d'un CET

	Scénario 1 DA/t	Scénario 2 DA/t
Dépenses de fonctionnement		
Charges salariales	55	80
Achats, consommables et services	25	40
Dépenses d'investissement		
Dotations aux amortissements	350	950
Total	430	1070

Source : Rapport MATE, 2005

Donc, dans tous les cas, les communes doivent supporter des coûts supplémentaires pour éliminer leurs déchets au lieu de les jeter en décharge sauvage. Cependant, le coût moyen de la gestion d'une tonne augmentera selon l'hypothèse choisie par les autorités. Il est d'une moyenne de 4078 DA dans le cas d'un groupement de communes ou la création d'un Établissement Public Intercommunal à Caractère Industriel et Commercial qui prennent en charge la totalité du système de collecte et de traitement des déchets ménagers. Dans le cas d'un CET qui répond à des exigences environnementales en matière d'exploitation d'un CET de classe II notamment en matière de traitement de lixiviats et de biogaz, ce coût passera de 2337 DA/t à 3407 DA/t et à 2767 DA/t dans le cas minimaliste (pas d'exigence en matière de respect de l'environnement).

Tableau 46 : Coût prévisionnel de collecte et d'enfouissement de déchets

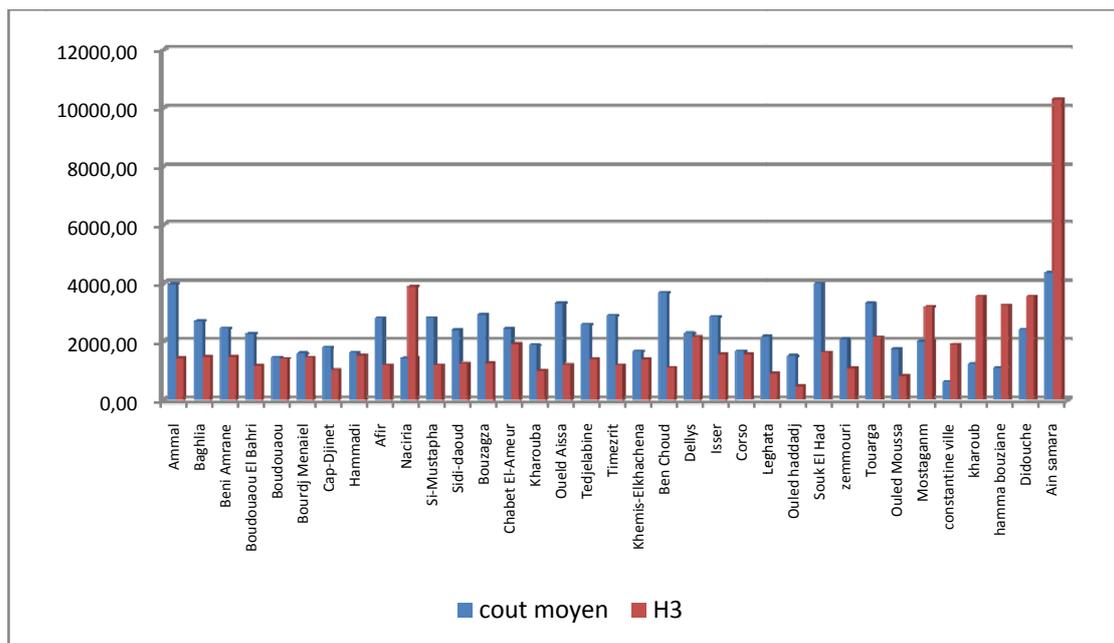
	Coût Moyen	Coût CET groupement	Coût CET avec exigence	Coût CET minimaliste
Moyen	2337.30	4078.30	3407.30	2767.30
Médiane	2287.80	4028.80	3357.80	2717.80
Maximum	4344.95	6085.95	5414.95	4774.95
Minimum	623.26	2364.26	1693.26	1053.26
Observations	35	35	35	35

4.3.2. Comparaison entre TEOM et coûts

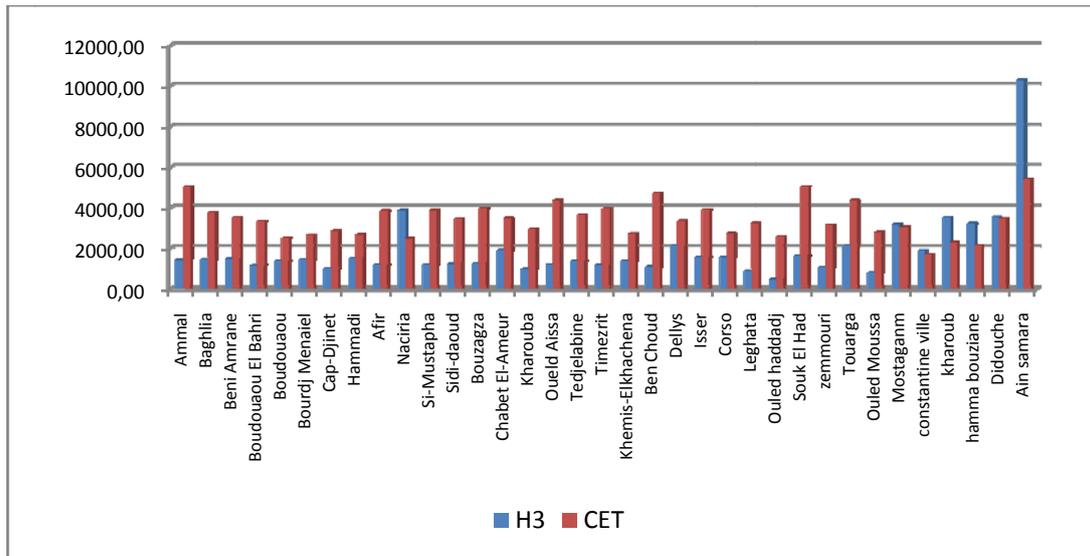
Nous supposons dans notre cas le taux de recouvrement de la TEOM est à 100%, c'est-à-dire que l'ensemble des ménages, entreprises, commerçants et artisans d'une commune paie cette taxe. Les résultats obtenus des trois hypothèses de recouvrement

décrit dans le tableau 41 page 177 montrent que dans la majorité des cas ce sont les valeurs de l'hypothèse trois que les autorités compétentes devraient retenir pour couvrir une grande partie des dépenses estimées liées à la gestion des déchets, et que seules six communes peuvent recourir à l'hypothèse 2. En effet, même avec les montants les plus élevés de la TEOM selon la loi de finances de 2002, elle ne recouvre en moyenne que 65% des dépenses estimées de la collecte, soit un déficit de l'ordre de près de 35% en moyenne. Cependant, nous retenons le cas d'un CET qui répond aux normes environnementales dont le coût est de 1070 DA /t. Lorsqu'on additionne le coût de la gestion et le coût d'exploitation de CET, le taux de recouvrement de la TEOM dans l'hypothèse maximale ne recouvre que 58%, soit un déficit de 42%. Cependant, ces résultats sont basés sur l'hypothèse de recouvrement de la TEOM à 100%. En revanche, l'enquête du MATE montre que le taux de recouvrement national de la TEOM s'élevait à 15%. Cela fait que le déficit va encore augmenter même avec les valeurs de H3.

Graphique 16 : Comparaison de H3 par rapport aux coûts moyens (collecte et décharge)



Graphique 17 : Comparaison de H 3 par rapport aux coûts moyens (collecte et CET)



5. Conclusions

Cette étude fournit une analyse empirique des déterminants des coûts de la gestion de service de collecte et d'élimination des déchets municipaux en Algérie. La mise en place de la nouvelle gestion de déchets entraînera des coûts supplémentaires pour les municipalités. Cette nouvelle politique est fondée sur l'amélioration des équipements et du mode de collecte et d'élimination, en adoptant l'enfouissement comme mode d'élimination au lieu de la mise en décharge. Le financement est supposé être assuré par une taxe, mais la majorité des communes assurent les coûts actuels de service par le biais du budget général.

Nous retrouvons dans cette étude les effets de la densité de la population, de la quantité des déchets produite, la distance parcourue pour la collecte et la mise en CET et finalement la densité de point de collecte. Ces effets varient entre positifs pour la distance et les points de collecte, et négatifs pour les variables représentant la densité population et la quantité de déchets collectée.

Une autre conclusion concerne le taux de recouvrement de la TEOM des coûts engendrés par la nouvelle gestion, qui reste insuffisante pour couvrir l'ensemble de ces dépenses. Une revalorisation de cette taxe ou une combinaison des instruments sont

incontournables pour faire face à ce déficit. Nous développons ce point dans les chapitres suivants.

Une des limites de notre modèle tient au fait que les coûts de service de déchets ne comptent pas les coûts externes de service de collecte et d'élimination de DSM. Ces coûts externes comprennent les dommages environnementaux et les problèmes de santé humaine qui résultent de la collecte et l'élimination de déchets. Les coûts externes potentiels de l'élimination des déchets comprennent : les menaces pour la santé publique de la pollution des eaux souterraines et de surface; problèmes esthétiques causés par les bruits et les odeurs. Dans les pays en développement comme l'Algérie, l'impact environnemental des sites d'élimination des déchets devrait être plus important que dans les pays développés, puisque la plupart de ces sites sont des décharges à ciel ouvert situées à côté des agglomérations. Toutefois, l'évaluation monétaire par unité d'impact environnemental (en utilisant le consentement à payer CAP) est susceptible d'être faible dans les pays en développement. C'est parce que le CAP pour éviter les impacts de l'élimination des déchets est plus faible dans les pays en développement où les revenus sont inférieurs.

Les coûts de collecte des déchets ménagers présentent une certaine variation entre les communes. Cette variation reflète :

- La variation en ce qui concerne le nombre de passages (points de collecte) par unité de temps (plus le nombre est élevé, plus le coût augmente), en plus elle est affectée par d'autres facteurs tels que la circulation ;
- Le type des récipients utilisés dans la pré-collecte (sacs, poubelles, bac roulants, niche en dur, caisson métallique...);
- La variation de la quantité de déchets collectés par point de collecte est affectée par :
 - o Le taux de séparation à la source (un tri efficace réduira les quantités de déchets) ;
 - o La nature des conteneurs utilisés pour la collecte est la nature de déchets autorisés à mettre dans ces conteneurs ;
- L'état de véhicule de collecte et leur charge maximale, les véhicules d'occasion sont aussi longs que les véhicules neufs qui peuvent réduire les coûts ;
- Les coûts du travail qui sont affectés par le nombre de personnels et le coût unitaire du travail ;

- La fréquence de collecte liée à la nature du parc de logements, le climat et le mode de collecte.

Cependant, une gestion efficace de service de déchets nécessite en plus de la détermination des coûts, une politique de tarification bien adaptée au cas étudié. La littérature existante en matière des politiques de tarification de service de déchets distingue plusieurs instruments : taxe, redevance, subvention,...etc, ce que nous examinerons dans le chapitre suivant.

CHAPITRE 4 :
L'ANALYSE DES POLITIQUES DE TARIFICATION DE LA
GESTION DE DÉCHETS MENAGERS

Chapitre 4 : L'analyse des politiques de tarification de la gestion de déchets

Ce chapitre est consacré aux différents systèmes de tarification développés par des spécialistes de la matière. La première étude est celle de [Fullerton et Kinnaman \(1995\)](#) traitant la taxe pigouvienne et le détournement illicite. Nous présentons ainsi l'ensemble des études critiquant cette politique de tarification en présentant les limites du modèle. Ensuite, nous exposons le modèle développé par [Fullerton et Wu \(1998\)](#) sur la politique d'écoconception et les différentes politiques incitant les producteurs à adopter ce mécanisme. Enfin, le modèle de [Choe et Fraser \(1999\)](#) sur l'effort de réduction à la source sera présenté. Un ensemble de combinaisons sera traité lors de l'examen de ces différents systèmes tel que le système de consigne.

1. Introduction

Le mode de tarification du service de déchets ménagers adopté par l'État algérien est basé sur une taxe forfaitaire (la Taxe d'Enlèvement des Ordures Ménagères) payée par les usagers. Son assiette est fixée par la loi de finances et elle n'a aucune relation avec le niveau d'utilisation du service des déchets. En pratique, ce mode de tarification est peu appliqué, ce qui le rend inefficace. Dans la plupart des cas, les municipalités font appel au budget général pour assurer le recouvrement des dépenses relatives au service des déchets, donc l'aspect incitatif des ménages pour réduire leurs quantités de déchets ou pour les trier est quasi absent. Or promouvoir le recyclage est un enjeu majeur de programme national de gestion intégrée des déchets ménagers (**PROGDEM**).

Dans ce contexte, l'urgence en Algérie est de réformer le système de tarification actuel. Plusieurs approches sont possibles. Premièrement, une combinaison de la taxe forfaitaire pour les ménages avec une redevance incitative pour les non-ménages. Une revalorisation de la TEOM est nécessaire afin que les coûts soient recouverts. La redevance incitative doit être connectée au poids. Deuxièmement, une tarification en

amont sur les producteurs de biens qui génèrent des déchets par rapport au contenu en déchets du bien (les emballages) est nécessaire. Ce mode de tarification incite les producteurs à adopter un comportement d'écoconception. En Algérie, le dispositif Eco-Jem est prévu pour assurer cette mission, mais il n'est pas encore mis en application depuis son instauration en 2004. Troisièmement, un mécanisme de consignation pourrait être adopté sur les emballages notamment sur les bouteilles en plastique et les cannettes d'aluminium afin d'inciter les consommateurs à effectuer un effort de réduction à la source.

2. Modèle de Fullerton et Kinnaman (1995) : Taxe Pigouvienne

2.1. Présentation du modèle

2.1.1. Modèle de base

Nous exposons tout d'abord le modèle développé par [Fullerton et Kinnaman \(1995\)](#) qui construisent un modèle d'équilibre général simple où le consommateur dispose d'un choix entre la consommation et le loisir ainsi que trois options d'élimination de leurs déchets : élimination traditionnelle (mise en décharge ou enfouissement), recyclage et détournement illégal. Les auteurs développent leur modèle autour de trois agents : les consommateurs, les producteurs et le service d'élimination.

Ils considèrent une économie simplifiée avec (n) individus (**consommateurs**) identiques, et chaque consommateur achète un bien de consommation composite et chaque produit, génère deux types de déchets ; (\mathbf{g}) qui représente les flux de déchets collectés et (\mathbf{r}) qui représente les déchets triés pour être recyclés. Donc :

$$\mathbf{c} = \mathbf{c}(\mathbf{g}, \mathbf{r}), \quad (46)$$

où $\mathbf{c}(\cdot, \cdot)$ est une fonction continue et quasi-concave et les dérivées premières sont positives ($\mathbf{c}_{\mathbf{g}}$) et ($\mathbf{c}_{\mathbf{r}}$). Pour une quantité donnée de consommation, le ménage est capable de diminuer (\mathbf{g}) et d'augmenter (\mathbf{r}) en triant par exemple ses déchets. Son

utilité dépend non seulement de la consommation de biens (\mathbf{c}) mais aussi de la production domestique (\mathbf{h}), et de la quantité totale des déchets $\mathbf{G} = \mathbf{n}\mathbf{g}$. La quantité \mathbf{G} ⁶⁷ peut imposer des coûts d'esthétique et de santé, même si elle est jetée dans un centre d'enfouissement.

$$U = u[\mathbf{c}(\mathbf{g}, \mathbf{r}), \mathbf{h}, \mathbf{G}] \quad (47)$$

Les dérivées premières sont $\mathbf{u}_c > 0$, $\mathbf{u}_h > 0$ et $\mathbf{u}_G \leq 0$. \mathbf{h} représente ici le temps et les ressources réservées aux loisirs.

Le coté du producteur dans le modèle, la production de biens (\mathbf{c}) est donnée par la fonction :

$$\mathbf{c} = \mathbf{f}(\mathbf{k}_c, \mathbf{r}) \quad (48)$$

D'où, (\mathbf{k}_c) représente l'ensemble des ressources utilisées et (\mathbf{r}) représente les matériaux recyclés issus de la consommation de biens. Les coûts de transaction de (\mathbf{c}) et (\mathbf{k}_c) sont ignorés, de même que les coûts de collecte et de vente de (\mathbf{r}) .

Le service d'élimination des déchets nécessite un seul input (\mathbf{k}_g) , les rendements d'échelle sont constants et la fonction est linéaire. La production domestique utilise (\mathbf{k}_h) ,

$$\mathbf{g} = \gamma \mathbf{k}_g, \quad \mathbf{h} = \mathbf{k}_h \quad (49)$$

Finalement, le modèle est bouclé par la contrainte de **ressources** :

$$\mathbf{k} = \mathbf{k}_c + \mathbf{k}_g + \mathbf{k}_h \quad (50)$$

d'où \mathbf{k} représente les ressources fixes totales telles que le travail et le capital. Ces deux ressources ne sont pas distinguées.

Dans ce modèle, le problème de **planificateur social** est de maximiser l'utilité d'un ménage représentatif sous la contrainte de ressource et sous la contrainte de production, avec $\mathbf{c}(\mathbf{g}, \mathbf{r}) = \mathbf{f}(\mathbf{k}_c, \mathbf{r})$. Donc le lagrangien s'écrit

⁶⁷ Dans ce modèle statique de flux annuels, \mathbf{G} est les déchets totaux par an.

$$L = u [c(\gamma k_g, r), k_h, n\gamma k_g] + \delta[f(k - k_g - k_h, r) - c(\gamma k_g, r)] \quad (51)$$

Cette optimisation reconnaît que chaque individu impose des coûts sur d'autres suite aux externalités de l'utilisation des services de collecte des ordures :⁶⁸ Les conditions de premier ordre sont :

$$u_c c_g + u_G n = \delta(c_g + f_{kc}/\gamma) \quad (52a)$$

$$u_c c_r = \delta(c_r - f_r) \quad (52b)$$

$$u_h = \delta f_{kc} \quad (52c)$$

d'où f_{kc} est $\partial f/\partial k_c$, le produit marginal de (k) utilisé dans la production de (c) . Ces équations indiquent que l'utilité marginale procurée par une unité supplémentaire de g, r ou h est égale au coût marginal social.

Dans le cas d'un marché privé, les individus maximisent leur utilité dans l'équation (47) sous **contrainte budgétaire** qui peut être affectée par une taxe ou une subvention sur chaque bien.⁶⁹

$$p_k k = (1 + t_c)c + (p_g + t_g)g + (p_r + t_r)r + p_k k_h \quad (53)$$

d'où (p_k) est le prix retiré de ses ressources, le prix de consommation de (c) est égale à 1 puisque (c) est un numéraire, (t_c) est une taxe par unité de consommation, (p_g) est le prix payé pour la collecte de déchets, (t_g) est une taxe par unité de déchets, (p_r) est le prix payé par le consommateur pour le recyclage (peut-être positive ou négative), (t_r) est taxe par unité recyclée. Notons que le consommateur paie des prix toutes taxes, mais les producteurs reçoivent des prix nets hors taxes. Cependant, les ménages ignorent l'effet de leurs propres activités sur l'externalité totale. Les taux des taxes et des subventions peuvent être simplifiés et égaux à zéro dans le cas des marchés privés sans intervention du gouvernement.

⁶⁸ Les auteurs supposent que les conditions du second ordre sont vérifiées, les solutions sont internes et une unique solution existe.

⁶⁹ Les auteurs ignorent la condition de subvention du gouvernement, en assumant implicitement que les impôts forfaitaires sont disponibles pour financer les dépenses et pour payer les subventions nécessaires.

Les producteurs reçoivent un prix (=1) pour vendre (c) et le prix payé par le consommateur pour le recyclage (p_r) qui peut être positif ou négatif. Ils maximisent leur profit ($c + p_r r - p_k k_c$) dans une situation de concurrence pure et parfaite. Ainsi, ils font face à des rendements d'échelle constants et à $f_{kc} = p_k$ et $f_r = -p_r$. Les producteurs du service de déchets maximisent de la même façon $p_g g - p_k k_g$ alors $p_g = p_k/\gamma$.

Dans une économie décentralisée, le consommateur choisit les niveaux de (g), (r) et (h) pour maximiser l'utilité dans l'équation (47) sous contrainte budgétaire (53). Les conditions de premier ordre impliquent de remplacer les prix (p_k, p_r et p_g) par la productivité marginale ($f_{kc}, -f_r, f_{kc}/\gamma$) pour obtenir :

$$u_c c_g = \lambda[(1 + t_c)c_g + f_{kc}/\gamma + t_g] \quad (54a)$$

$$u_c c_r = \lambda[(1 + t_c)c_r - f_r + t_r] \quad (54b)$$

$$u_h = \lambda f_{kc}, \quad (54c)$$

où, (λ) est l'utilité marginale de revenu. Les conditions de premier ordre montrent que l'utilité marginale privée correspond aux coûts pour les individus de chaque activité. Avec une taxe à taux zéro, il est facile de voir que le résultat n'est pas optimal. Les cotés droits de (52a) et (54a) seraient semblables, mais seulement le côté gauche de (52a) qui représente le coût externe de déchets (u_G).

Avec des taux d'une taxe Pigouvienne, le comportement privé dans (54) peut correspondre à l'optimum social unique dans (52). Dans ce cas, (52c) et (54c) indiquent que $\delta = \lambda$. Puisque les deux problèmes de maximisation de l'utilité sont soumis à une contrainte de ressources et tous les deux atteignent le même optimum, l'utilité marginale sociale égale à l'utilité marginale privée de la ressource.

Ensuite, les auteurs comparent (52b) et (54b). En utilisant $\delta = \lambda$, ces deux équations tiendront $t_c = t_r = 0$. Dans ce modèle aucune taxe ou subvention n'est

exigée pour le comportement privé pour que la condition de premier ordre de l'optimum social soit réalisée.⁷⁰

Finalement, ils comparent (52a) et (54a). Lorsque $t_c = 0$, ces équations tiennent toutes les deux $t_g = -nu_g/\lambda$. Sachant que $u_g \leq 0$, le taux de cette taxe pigouvienne est ≥ 0 . Elle augmente avec la taille de l'externalité (u_g) et avec le nombre de la population défavorablement affectée (n). Pour convertir la taxe en unité monétaire (dollars), l'effet marginal de l'utilité (u_g) est divisé par l'utilité marginale de revenu (λ).

La collecte complémentaire de déchets n'est pas un bien public pur, mais utilise des ressources rares (travail capital et enfouissement). **Les consommateurs devraient payer ($p_g + t_g$)** pour couvrir à la fois le coût des ressources et le coût de l'externalité négative des ordures.

2.1.2. Matières vierges, détournement illicite et système de consigne

Fullerton et Kinnaman (1995) font deux modifications à leur modèle de base. *Premièrement* pour chaque ménage une troisième alternative d'élimination existe,

$$c = c(\mathbf{g}, \mathbf{r}, \mathbf{b}) \tag{55}$$

d'où (\mathbf{b}) est une simple variable continue et représente l'autre alternative d'élimination des déchets, telle que le détournement illégal (jeté au bord des routes), et $c_b > 0$. Avec une consommation donnée, le ménage peut réduire (\mathbf{g}) et augmenter (\mathbf{b}) en brûlant des boîtes en carton dans des cheminées par exemple, en déposant leurs déchets dans des poubelles des voisins, ou les jeter dans la nature. Le total $\mathbf{B} = n\mathbf{b}$ qui peut réduire l'utilité des autres. Dans l'exemple « équilibre matières », $c = \mathbf{g} + \mathbf{r} + \mathbf{b}$. *Deuxièmement*, un coût d'utilisation des matières vierges par personne (\mathbf{v}) est intégré dans le modèle. Au niveau agrégé, $\mathbf{V} = n\mathbf{v}$ et qui peut réduire l'utilité des ménages. Dans le modèle, le (\mathbf{V}) total peut réduire le plaisir des gens tiré des espaces naturels

⁷⁰ Cette condition tient compte de n'importe quelle taxe sur la consommation, t_c , tant qu'elle est rendue sous forme de subvention pour les déchets et le recyclage de telle que la taxe nette est toujours égale à zéro.

dans le cas de la déforestation, ou par la perte de biodiversité dans le cas une surexploitation minière. La nouvelle fonction d'utilité est

$$\mathbf{u} = \mathbf{u}[\mathbf{c}(\mathbf{g}, \mathbf{r}, \mathbf{b}), \mathbf{h}, \mathbf{G}, \mathbf{B}, \mathbf{V}], \quad (56)$$

où $\mathbf{u}_G \leq \mathbf{0}$, $\mathbf{u}_B \leq \mathbf{0}$, et $\mathbf{u}_V \leq \mathbf{0}$. En plus, ils supposent que $\mathbf{u}_B \leq \mathbf{u}_G$. En d'autres termes, le coût social du détournement illégal, \mathbf{B} , est supérieur au coût social de l'élimination traditionnelle.⁷¹

Ensuite, le côté de la **production** de (\mathbf{c}) a été modifié en incluant des matières vierges (\mathbf{v}) en plus des ressources, travail et capital (\mathbf{k}) et l'input recyclé (\mathbf{r}),

$$\mathbf{c} = \mathbf{f}(\mathbf{k}_c, \mathbf{r}, \mathbf{v}) \quad (57)$$

Ces matières vierges sont produites ou extraites en utilisant une simple fonction linéaire,

$$\mathbf{v} = \alpha \mathbf{k}_v. \quad (58)$$

Chacun de ces biens peut fournir un prix du marché contrairement à l'élimination illégale qui ne peut pas le faire. De même, l'élimination illégale n'implique pas l'utilisation de temps et n'entraîne pas de coûts. Les auteurs supposent aussi que le détournement nécessite des ressources privées $\mathbf{k}_b = \beta(\mathbf{b})$, avec les coûts marginaux qui sont positifs ($\beta_b > 0$) et ($\beta_{bb} > 0$). Ainsi que n'importe quelle taxe directe ou pénalité sur le détournement serait difficile ou impossible de la mettre en application.⁷²

Finalement, la contrainte de ressource devient

$$\mathbf{k} = \mathbf{k}_c + \mathbf{k}_g + \mathbf{k}_h + \mathbf{k}_v + \mathbf{k}_b \quad (59)$$

Le planificateur social maximise l'utilité du consommateur (56) sous les contraintes complémentaires, des technologies de production ou d'extraction (57) et de

⁷¹ L'hypothèse faite ici est que l'unité marginale de \mathbf{B} entraîne plus d'externalité que l'unité marginale de \mathbf{G} , même si la quantité de \mathbf{B} brûlée peut être bien inférieure de la quantité de déchets \mathbf{G} .

⁷² Le modèle permet d'éviter le problème des frais d'exécution et les coûts évités de deux manières. Tout d'abord, une solution interne pour l'optimum social implique qu'une certaine quantité brûlée peut être moins coûteuse en termes sociaux que des quantités élevées enfouies ou recyclées. La taxe optimale sur (\mathbf{b}) est limitée. Deuxièmement, dans le modèle, aucune taxe directe sur (\mathbf{b}) est nécessaire ou même souhaitable. Tant que le gouvernement peut imposer des taxes ou verser des subventions sur le marché des transactions ($\mathbf{c}, \mathbf{g}, \mathbf{r}$, et \mathbf{v}), donc, l'optimum de premier rang est réalisable.

ressources (59), et sous les conditions qui concernent k_g, r, k_h, b , et k_v . Le lagrangien s'écrit alors :

$$\mathcal{L} = u[c(\gamma k_g, r, b), k_h, n\gamma k_g, nb, n\alpha k_v] + \delta[f(k - k_g - k_h - k_v - \beta(b), r, \alpha k_v) - c\gamma k_g, r, b] \quad (60)$$

Les conditions de premier ordre (52a, 52b, 53c) sont inchangées et :

$$u_c c_b + u_B n = \delta(c_b + f_{kc} \beta_b) \quad (52d)$$

$$u_v n = \delta\left(\frac{f_{kc}}{\alpha} - f_v\right) \quad (52e)$$

Pour le cas des marchés privés, des firmes concurrentielles fixent la productivité marginale (f_v) égale à leurs coûts en terme de prix de marché plus la taxe ($p_v + t_v$). D'autres firmes produisent (v) et maximisent leurs profits [$p_v(\alpha k_v) - p_k k_v$], avec $p_v = p_k/\alpha$.

La contrainte budgétaire du consommateur dans (53) doit inclure le coût des détournements illégaux, $p_k \beta(b)$, qui ne sont pas taxés pour les raisons citées ci-dessus. Les conditions de premier ordre (54a, 54b, 54c,) sont inchangées, et⁷³

$$u_c c_b = \lambda[(1 + t_c)c_b + f_{kc} \beta_b] \quad (54d)$$

$$f_{kc} = (f_v - t_v)\alpha. \quad (54e)$$

De plus, pour résoudre le taux de la taxe Pigouvienne qui ramène le comportement privé dans l'équation 54 à l'optimum social dans (52). L'équation (52c) et (54c) implique que $\delta = \lambda$. Cette fois-ci (52d) et (54d) peut être résolue pour une valeur particulière de t_c qui n'est pas nulle. Alors (52b) et (54b) exigent que $t_r = -t_c c_r$. L'ensemble des taux optimaux des taxes sont :

⁷³Le consommateur maximise l'utilité (56) sous la contrainte budgétaire en choisissant g, r, h et b , qui donne quatre conditions de premier ordre pour les prix. Les auteurs remplacent les prix avec les productivités marginales pour obtenir (54a) à (54d). La cinquième condition (54e) résulte directement du comportement du producteur, le producteur de v choisit l'input k_v afin de maximiser les profits $p_v(\alpha k_v) - p_k k_v$, ce qui donne $p_v = p_k/\alpha = f_{kc}/\alpha$. Ensuite, Le producteur de c choisit les inputs k_c, r , et v pour maximiser les profits $f(k_c, r, v) + p_r r - p_k k_c - (p_v t_v)v$, ce qui donne $f_v = p_v + t_v$. Donc, $p_v = f_v - t_v = f_{kc}/\alpha$ pour obtenir (54e).

$$t_c^* = -n u_B / \lambda c_b \quad (61a)$$

$$t_r^* = n u_B c_r / \lambda c_b \quad (61b)$$

$$t_g^* = n [u_B c_g - u_G c_b] / \lambda c_b \quad (61c)$$

$$t_v^* = -n u_V / \lambda. \quad (61d)$$

En cas où le détournement illégal n'a pas d'effets externes ($u_B = 0$), alors cette solution se réduit à la solution précédente, avec $t_c = t_r = 0$ et $t_g = -n u_G / \lambda$. Avec $u_B < 0$, la consommation doit être taxée au $t_c^* > 0$ pour atteindre les conditions de premier ordre, même si le loisir est encore non taxé. Cette taxe est restituée sur les biens qui sont correctement collectés comme déchets ou recyclés. L'effet net est une taxe sur le détournement illégal, ce qui contourne le problème de (**b**) qui ne peut être taxé directement.

Les ordures collectées sont taxées à un niveau qui dépend de leurs propres externalités (coûts externes) et dans le même temps, les consommateurs reçoivent un remboursement (t_c^*). Dans le paragraphe, ci-haut, la taxe était positive. Ici, la taxe nette (t_g^*) est susceptible d'être négative. Dans le cas « équilibre matière » d'où $c_g = c_b = 1$, les déchets collectés vont être subventionnés parce que u_B est plus négatif que u_G . En général, la taxe dépend de la facilité relative au détournement par rapport à la collecte légale des ordures (c_b versus c_g). Elle peut aussi dépendre de la volonté du consommateur à enfreindre la loi. Si le prix optimal $p_g + t_g^*$ est proche de zéro, la collectivité peut réduire les coûts administratifs et les frais de facturation en assurant la collecte des déchets gratuitement.

Finalement, la taxe sur les matières vierges n'est pas utilisée pour encourager les inputs recyclés ou pour décourager la production de déchets. Au lieu de cela, la taxe sur les matières vierges ne devrait corriger que les externalités négatives de l'utilisation de matières vierges.

2.1.3. Débat amont versus aval

Ce modèle peut être utilisé pour concilier diverses recommandations pour déterminer les conditions dans lesquelles les différentes politiques peuvent obtenir l'allocation de premier rang des ressources.

Tableau 47 : Comparaison des différents régimes fiscaux pour atteindre l'optimum de premier ordre

Cas 1 :	Cas 2 :	Cas 3 :	Cas 4 :
Détournement illégal ou détournement non taxé	Toutes les formes d'élimination des ménages peuvent être taxées	Aucune subvention au recyclage (nécessite une taxe sur les autres inputs)	Des biens désagrégés (détournement illégal ne peut pas être taxé)
$t_c^* = -\frac{nu_B}{\lambda c_b}$	$t_c^* = 0$	$t_c^* = \frac{nu_B c_r}{\lambda c_b} - \frac{nu_B}{\lambda c_b}$	$t_{ci}^* = -\frac{nu_{Bi}}{\lambda c_{bi}}$
$t_r^* = \frac{nu_B c_r}{\lambda c_b}$	$t_r^* = 0$	$t_r^* = 0$	$t_{ri}^* = \frac{nu_{Bi} c_{ri}}{\lambda c_{bi}}$
$t_g^* = \frac{n(u_B c_g - u_G c_b)}{\lambda c_b}$	$t_g^* = -\frac{nu_G}{\lambda}$	$t_g^* = \frac{n(u_B c_g - u_G c_b)}{\lambda c_b}$	$t_{gi}^* = \frac{n(u_{Bi} c_{gi} - u_{Gi} c_{bi})}{\lambda c_{bi}}$
$t_v^* = -nu_V/\lambda$	$t_v^* = -\frac{nu_V}{\lambda}$ $t_b^* = -\frac{nu_B}{\lambda}$	$t_v^* = -\frac{nu_B c_r f_{kc}}{\lambda c_b f_r \alpha} - \frac{nu_V}{\delta}$ $t_{kc}^* = -\frac{nu_B c_r f_{kc}}{\lambda c_b f_r}$	$t_v^* = -\frac{nu_V}{\lambda}$

$t_c^*, t_r^*, t_g^*, t_v^*$ sont les taux de taxes sur la consommation, le recyclage, les déchets et les matières vierges. t_b^* est la taxe sur le détournement illégal (Cas 2). t_{kc}^* taxe sur les ressources (travail, capital) utilisées dans la production de bien de consommation (Cas 3). u_G, u_B et u_V sont des externalités (négatives) de la collecte des ordures, de détournement illégal, et d'extraction de la matière vierge. c_g, c_r et c_b sont des dérivés (positives) de $c = c(g, r, b)$, la consommation supplémentaire permet plus de g, r ou b . (λ) est l'utilité marginale privée du revenu, et (δ) est l'utilité marginale sociale du revenu, (n) est le nombre d'individus, et (i) est l'indice des biens et services désagrégés.

La première colonne du tableau 47 reprend le système de consignation qui vient d'être décrit, la deuxième colonne indique une taxe équivalente en aval sur les déchets. Dans ce cas, t_c égal à zéro, mais une taxe sur le détournement illégal au taux (t_b) est admis. Les équations (52b) et (54b) exigent alors $t_r = 0$, tandis que (52d) et (54d) exigent l'application de $t_b^* = -nu_B/\lambda$.

Clairement, le système fiscal en aval dans la colonne 2 peut résoudre le problème de premier ordre. Elle est la politique la plus directe, puisque la taxe sur chaque activité reflète sa propre externalité. Tous les taux fiscaux sont positifs, mais $u_B < u_G$ implique $t_b > t_g$. Cependant, (t_b) exige l'application d'une taxe ou une pénalité sur les actions qui sont faciles à dissimuler, comme les déchets brûlés à domicile ou laissés sur une route déserte. Positivement, la taxe en amont (t_c) (dans

colonne 1) est plus facile à mettre en œuvre. Elle n'exige aucune pénalité sur les détritiques, et elle réalise toujours le même résultat de premier ordre. Donc, on revient au cas où $\mathbf{t}_b = \mathbf{0}$.

En outre, Miedema (1983) et Sigman (1995) suggèrent qu'une taxe sur les matières vierges « pouvait entraîner une augmentation de la teneur en matières recyclées de certains produits et une diminution globale de la quantité de déchets ». Cependant, les équations (52e) et (54e) ci-dessus montrent que $\mathbf{t}_v = -\mathbf{n}u_v/\lambda$ (comme il est indiqué dans les colonnes 1 et 2 du tableau 47). Cette simple taxe pigouvienne corrige uniquement les externalités négatives de l'extraction de matières vierges (par exemple l'exploitation à ciel ouvert). Les auteurs estiment que $\mathbf{u}_v = \mathbf{0}$, dans ce cas, $\mathbf{t}_v = \mathbf{0}$. Le fait est que (\mathbf{t}_v) n'est pas utilisée pour corriger tous les problèmes liés aux ordures ou au recyclage.

Une raison pour ce non-résultat est que le recyclage peut être subventionné directement. En outre, la production utilise trois inputs. Une taxe sur (\mathbf{v}) encouragerait non seulement l'utilisation de (\mathbf{r}) , mais aussi l'utilisation de (\mathbf{k}_c) . Si le recyclage ne peut pas être subventionné pour n'importe quelle raison, et si (\mathbf{k}_c) peut être taxée au taux de (\mathbf{t}_{kc}) , alors des solutions multiples peuvent être appelées. Puisque seule la question des prix relatifs, la colonne 3, montre comment le même premier rang peut être réalisé en utilisant à la fois une taxe supplémentaire sur les matières vierges et une taxe sur les (\mathbf{k}_c) . En fait, le tableau montre que (\mathbf{t}_v) et (\mathbf{t}_{kc}) contiennent sans ambiguïté le même terme positif.⁷⁴ Ce terme apparaît avec un signe opposé dans (\mathbf{t}_c) . En d'autres termes, une subvention pour le recyclage dans $f(\mathbf{k}_c, \mathbf{r}, \mathbf{v})$ est équivalente à une taxe sur (\mathbf{v}) et (\mathbf{k}_c) . La taxe sur (\mathbf{g}) n'est pas affectée.⁷⁵

⁷⁴ Des légères différences apparaissent dans ces termes. La taxe sur \mathbf{k}_c utilise $f_{kc} = \partial c / \partial \mathbf{k}_c$ qui se transforme à des changements dans (\mathbf{c}) , alors que la taxe sur (\mathbf{v}) utilise $f_{kc}/\alpha = \partial c / \partial \mathbf{v}$ qui se transforme à des changements dans (\mathbf{c}) .

⁷⁵ La dérivation dans le cas 3 est un peu plus difficile que le cas précédent, puisque λ n'est plus égal à (δ) . Les auteurs supposent que (\mathbf{p}_k) est le rendement net pour les individuels afin que les producteurs de (\mathbf{c}) payent $\mathbf{p}_k + \mathbf{t}_{kc}$. De même, l'approche consiste de résoudre les équations (52) et (54) pour \mathbf{t}_c , \mathbf{t}_g , \mathbf{t}_v et \mathbf{t}_{kc} . Aussi, \mathbf{t}_c peut-être manipulé pour avoir un terme $(\mathbf{c}_r - \mathbf{f}_r)$ qui est incontestablement positive, à partir de (52b), afin que \mathbf{t}_c doit être négative, le remboursement de \mathbf{t}_{kc} et \mathbf{t}_v est au sein de \mathbf{t}_c , et ce terme excède les précédentes taxes payées sur \mathbf{c} .

2.1.4. Biens et services désagrégés

Les auteurs soumettent encore des modifications au modèle en incluant d'autres biens de consommation (c_i), où (i) est un indice. Ces biens peuvent avoir différentes technologies d'élimination $c_i(\mathbf{g}_i, \mathbf{r}_i, \mathbf{b}_i)$ et les fonctions de production $f_i(\mathbf{k}_{ci}, \mathbf{r}_i, \mathbf{v}_i)$. Les indices sont également exigés pour $\mathbf{u}_G, \mathbf{u}_B, \delta, \mathbf{t}_c, \mathbf{t}_g, \mathbf{t}_r$ ainsi que pour le prix d'output (\mathbf{p}). Les résultats sont exactement les mêmes, sauf pour les indices.

En d'autres termes, le taux de taxe sur les déchets dans la colonne 2 doit être modifié pour percevoir un taux de taxe spécifique sur chaque bien $\mathbf{t}_{bi} = -\mathbf{n}\mathbf{u}_{Bi}/\lambda$, qui reflète le coût social de détournement illégal. Sinon, le système de consigne percevrait $\mathbf{t}_{ci} = -\mathbf{n}\mathbf{u}_{Bi}/\lambda c_{bi}$ sur chaque achat et rembourserait un montant correspondant à l'élimination appropriée de cet élément (colonne 4 de Tableau 47).

Les différences découlent du fait que certains produits sont plus toxiques ou trop faciles à brûler. Pour obtenir les détails exacts, la politique de premier ordre serait de placer un taux de taxe différent sur chaque *item*. Avec des millions de produits et services, les systèmes de premier ordre seraient difficiles à administrer. Peut-être que certains éléments pourraient être ciblés, ou un ensemble d'éléments peuvent être regroupés dans des catégories. Les auteurs notent que cette diversité des produits n'est pas une raison pour préférer des taxes en aval sur les déchets à un système de consigne.

2.2. Limites et extensions de modèle

Le modèle de Fullerton et Kinnaman caractérise la taxe optimale sur les déchets, le recyclage et la consommation générale. Cependant, ce modèle souffre de quelques limites. Une extension qui pourrait être envisagée est comment l'optimisation des redevances est liée à la densité de population. Admettons que les redevances sur les ordures seraient mieux dans les banlieues ou les petites villes où elles peuvent être appliquées. En zones urbaines densément peuplées, n'importe quelle tarification pour la collecte des ordures peut engendrer d'énormes quantités de déchets non identifiés dans les rues. De même, dans les zones très rurales, les décharges peuvent apparaître

aux bords des routes. Ainsi, ces résultats peuvent aider à expliquer les différents mécanismes réels de tarification municipale.

Un autre problème se pose aux différents niveaux d'autorité. Les États fixent traditionnellement les taux de taxe des ventes, mais les autorités municipales subventionnent la collecte des ordures. Dans ce cas, une partie des recettes devrait être transférée de l'un à l'autre. En États-Unis, les biens peuvent être achetés dans un État, et ensuite échangés ou transportés via les routes des autres États avant d'être éliminés. Diverses retombées pourraient justifier une taxe au niveau national ainsi qu'un système de remboursement, mais les retombées peuvent encore franchir les frontières nationales. En outre, l'examen des questions de répartition pourrait affecter la taxe optimale et le système de consigne.

Enfin, Fullerton et Kinnaman soulignent que le modèle ne tient pas compte des coûts de mise en conformité et les imperfections du marché. En ce qui concerne une redevance incitative (par unité d'ordures), la ville aurait à vendre des sacs spéciaux ou des autocollants. Ce coût administratif pourrait justifier davantage la subvention inhérente à la collecte des déchets gratuitement.

Cependant, aucune de ces considérations ne modifie les quatre points principaux. *Tout d'abord*, les études existantes constatent qu'une externalité négative à partir de déchets peut être corrigée par une taxe sur les ordures. Lorsque le détournement illégal est considéré comme une option d'élimination, et qu'il ne peut pas être taxé directement, alors la taxe sur les ordures peut devenir négative. La collecte des ordures ménagères peut être subventionnée pour aider à prévenir les coûts environnementaux d'élimination incorrecte. *Deuxièmement*, pour restaurer tous les prix relatifs corrects, les outputs seraient taxés. Le résultat est un système de consignation qui est équivalent à une taxe inapplicable sur les déchets. *Troisièmement*, la littérature existante suggère qu'une taxe sur les matières vierges peut encourager le recyclage. Dans le modèle de base, une taxe sur les matières vierges n'est pas utile à ce but. Elle corrige uniquement les effets néfastes de l'utilisation de matières vierges. *Quatrièmement*, dans la littérature des finances publiques, une taxe de consommation dénature l'arbitrage entre le travail et le loisir. Cependant, le papier de Fullerton et Kinnaman présente un cas de premier ordre pour une taxe de consommation même

lorsque le loisir n'est pas taxé. Aucune taxe sur le loisir n'est exigée, parce que le loisir ne cause pas de problèmes d'élimination.

2.3. Applications empiriques

2.3.1. Wertz, K.L (1976)

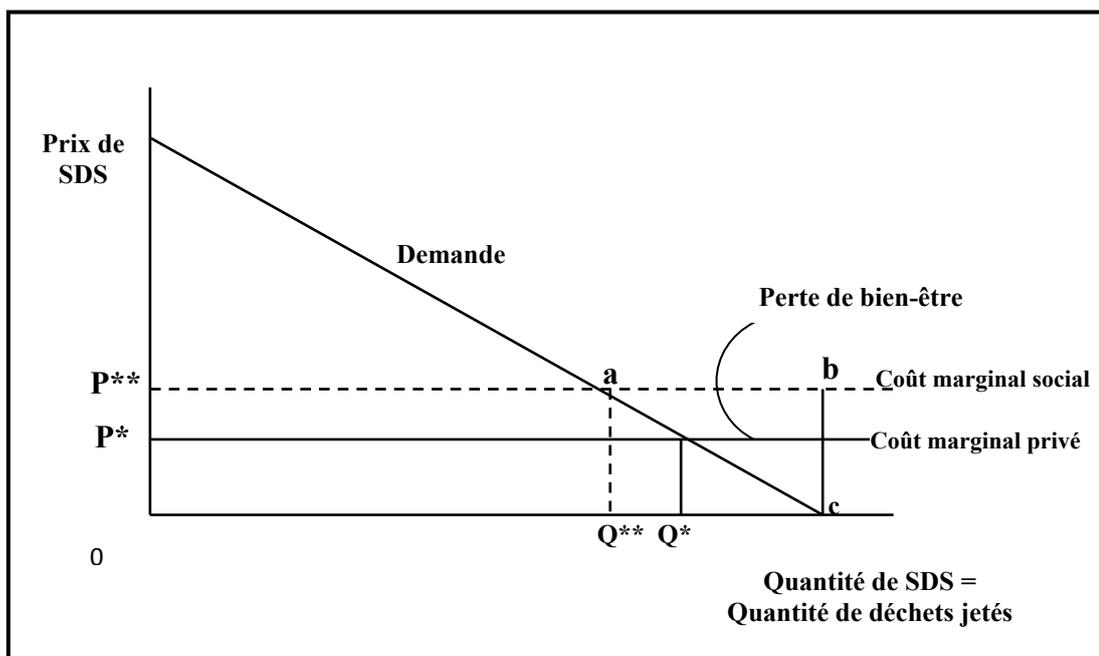
Dans son article "*Economic Factors Influencing Households' Production of Refuse*", Wertz développe un modèle économique pour expliquer les décisions des ménages sur la production de déchets dans la ville de San Francisco en 1970. Ville qui a adopté une redevance incitative comme mode de tarification de service de déchets. Les ménages sont supposés capables de maximiser leurs utilités en fonction de biens consommés et des déchets produits, sous la contrainte budgétaire. Cette dernière incorpore une redevance incitative sur l'élimination de déchets qui augmente avec les déchets produits. Le modèle analyse, parmi d'autres variables, l'impact de la redevance incitative et de revenu sur la quantité de déchets produite. L'étude de [Wertz \(1976\)](#) modélise la demande de service de déchets solides par les secteurs résidentiels et commerciaux en incluant le recyclage comme une option de réduction. Le modèle de maximisation d'utilité du ménage suggère que le niveau de revenu du ménage, les prix de biens consommés, les redevances pour le recyclage et l'élimination de déchets affectent la demande de services de déchet solides. Quant à la maximisation de profit des sociétés commerciales montre que le coût de production augmente avec les activités de recyclage, mais est atténué par l'augmentation des recettes de recyclables. L'analyse finale suggère que la demande de services de déchets solides commerciaux est une fonction qui diminue avec les dépenses de production, augmente avec le revenu des ventes de matières recyclables et diminue avec la redevance d'utilisation des services de déchets solides commerciaux. Wertz calcule une élasticité prix de la demande de service d'élimination de déchets égale à (-0,15).

2.3.2. Jenkins, R.R. (1993)

Dans son livre "*The Economics of Solid Waste Reduction*", [Jenkins](#) aborde l'impact d'une politique tarifaire de service de déchets basée sur une redevance incitative sur la production de déchets et sur le bien-être. L'auteur s'appuie sur un

ensemble de données relatif à la quantité de déchets produite dans 14 villes américaines, 10 d'entre elles ont adopté la redevance incitative comme mode de tarification. La fonction de demande des ménages de service de déchets solides est une fonction à plusieurs variables : la redevance incitative, le revenu, les prix des biens de consommation, les prix reçus pour les matières recyclables, la quantité de déchets générés...etc. Jenkins a développé un modèle où les ménages maximisent leur utilité, qui dépend positivement de la consommation des biens et négativement de la quantité de recyclage. Une redevance sur la collecte et l'élimination des déchets solides municipaux est incluse dans la contrainte budgétaire. L'auteur constate que la quantité de déchets solides municipaux générée est sensible au prix de la collecte des déchets solides municipaux. En particulier, elle a constaté que l'élasticité-prix moyenne de la demande de service de collecte des déchets solides municipaux égale à (-0,12). Jenkins conclut que la redevance incitative est la politique la plus efficace pour réduire les déchets solides en absence de toute possibilité d'élimination illégale. Elle a constaté également que l'introduction d'une redevance incitative pourrait réduire les coûts sociaux du traitement des déchets d'environ 125 USD par tonne de déchets. Cela permettrait d'améliorer le bien-être social de 650 millions de dollars par an, soit environ 3 USD par personne et par an.

Graphique 18 : Courbe de demande de services de déchets solides (SDS)



Source : Jenkins (1993)

Le graphique 18 illustre la courbe de demande de services de collecte de déchets.⁷⁶ Quand le prix de service baisse, la demande de service augmente. Si le prix, c'est à dire le coût marginal d'élimination des déchets est égal à zéro, (prix est indépendant de la quantité de déchets éliminés), alors les ménages payent un forfait et par conséquent la quantité optimale de déchets jetés sera Q^z .

Avec l'introduction de la tarification marginale du SDS, les ménages seront désormais facturés à un prix par unité de SDS, supposons, P^* . Notez qu'avec la tarification marginale, la demande de SDS se déplace vers la gauche et se trouve maintenant à Q^* . La demande de SDS telle que mesurée par la quantité de déchets ménagers à éliminer diminue avec l'augmentation de prix en SDS.

Cependant, trouver la taxe optimale d'élimination pose plusieurs problèmes. Les frais d'élimination optimale devraient couvrir aussi bien le coût marginal privé et le coût marginal de l'environnement. Il est donc important de quantifier tous les effets externes engendrés par le traitement des déchets. Donc, le prix, P^* , devrait intégrer non seulement le coût privé de SDS, mais aussi les coûts externes. Dans le même graphique, lorsque le coût marginal externe de SDS est reflété dans le prix de SDS, P^{**} , la demande SDS déplace vers la gauche, au Q^{**} . Il en résulte une nouvelle baisse de la quantité de déchets jetés. Le triangle *abc* représente la perte de bien à la société sous un régime de tarification marginale égal à zéro.

Cependant, comme démontre clairement le graphique 18 le régime forfaitaire mènera toujours à une quantité non optimale de la production de déchets, car les coûts marginaux d'élimination des déchets sont certainement positifs. Le montant forfaitaire est déterminé par la quantité de déchets générés les années précédentes. Le forfait couvre complètement ou partiellement les coûts de collecte et de traitement des déchets solides municipaux. Toutefois, les forfaits ne fourniront pas aux ménages une incitation à réduire la production de déchets lorsque le prix marginal de production de déchets est égal à zéro.

⁷⁶ En réalité, il se pourrait bien que la demande de services de déchets solides ne soit pas une relation linéaire entre le prix de ces services.

2.3.3. Fullerton et Kinnaman (1996)

Dans l'article "*Household Responses to Pricing Garbage by the Bag*", les auteurs utilisent des données individuelles des ménages pour estimer l'effet d'une tarification à l'unité sur : le poids des ordures, le nombre de conteneurs, le poids par boîte et la quantité de recyclage. Ils supposent également deux mesures indirectes de détournement illégal. L'étude permet d'étudier le comportement des ménages en réponse à un changement de prix en matière de tarification de service de déchets. Les auteurs prennent l'exemple de la collecte des ordures ménagères dans la ville de Charlottesville (Virginie) d'où la collecte est traditionnellement assurée par la ville et financée par les impôts fonciers. Concernant le recyclage, il a été fondé sur une approche volontaire des ménages qui devraient déposer les matériaux triés dans l'une des deux déchetteries existantes. En novembre 1991, Charlottesville a adopté un programme de recyclage volontaire en porte-à-porte. La ville a fourni à chaque ménage un conteneur en plastique de recyclage dans lequel il dépose le verre, l'étain, le papier, l'aluminium et certains plastiques. En juillet 1992, un programme de tarification incitatif a été mis en œuvre, il nécessite un autocollant de 0,80 USD par sac de 32 *gallons* (120L) de déchets ménagers collectés au bord de route ou un autocollant de 0,40USD pour un sac de 16 *gallons*, donc les déchets sans vignette ne seraient pas collectés. Une comparaison a été effectuée avant et après la mise en œuvre de ce programme, elle consiste de peser les ordures de 75 ménages. Fullerton et Kinnaman trouvent que le changement de poids des ordures est statistiquement significatif, mais faible. Les auteurs utilisent :

- tout d'abord des ménages individuels au lieu d'une partie de la ville afin d'éviter le problème des quantités de déchets des autres villes et le mélange des ordures ménagères avec les déchets des commerçants et des industriels ;
- des données propres à l'étude pour contrôler le biais d'auto-déclaration des enquêtes ;
- les poids des ordures et non pas le nombre hebdomadaire de bacs ;
- les mesures en poids et en volume directement pour mesurer la variation de poids par bac ;
- les données de recyclage incluent le poids plutôt que la fréquence ;
- la variation du prix est exogène aux ménages ;

- un échantillon de ménages contenant plus de variation dans les caractéristiques démographiques ;

Sur 400 ménages ayant reçu une demande de participation à l'étude, 97 ont accepté de participer et l'échantillon final compte seulement 75 ménages avec des données complètes. Donc, l'échantillon pourrait souffrir de biais d'auto-sélection puisque les ménages sensibles aux questions environnementales sont prêts à faire peser leurs déchets ce qui peut donner des quantités sous-estimées. Globalement, l'échantillon n'est pas représentatif de la population, mais il fournira l'information sur des ménages semblables. Les auteurs ont effectué des contrôles pour éliminer l'effet de la saisonnalité sur la quantité des déchets. Les données utilisées représentent la production de déchets des ménages en poids, le volume de déchets, la densité de déchets et le poids du recyclage. Ils constatent une diminution de poids de déchets par personne de 14% par semaine (il passe de 4,95 à 4,25 kg). Une élasticité prix de la demande de service d'élimination mesurée en poids est de (-0,076) et de (-0,058) dans le cas où les données ont été ajustées par une réduction de 3,5% de la quantité éliminée dans d'autres villes. Une élasticité qui reste semblable, mais encore faible. L'individu moyen a réduit le volume de déchets de (0,73) à (0,46) conteneurs par semaine, une diminution de 37 %. Une élasticité prix de la demande de service de déchets, mesurée en volume, est (- 0,226). En revanche, la densité a augmenté de 43%, elle est passée de (6,82) à (7,75) kg par conteneur. En effet, ce programme de redevance à base de volume (par nombre de sacs et non par poids). Enfin, le poids du recyclage est passé de (1,67) à (1,94) kg par semaine, soit 16% d'augmentation.

Cependant, le problème qui peut être rencontré par les décideurs qui envisagent une redevance incitative, c'est la possibilité d'augmenter l'élimination illégale des déchets ménagers. Pour mesurer les quantités détournées par les ménages, les auteurs ont demandé lors de l'enquête d'indiquer si le ménage : 1) n'a pas tenté de réduire les déchets ; 2) de recycler plus ; 3) de composter plus ; 4) d'acheter des produits contenant moins d'emballage ; 5) autre moyen de réduction. Les quatre premières options semblent s'appliquer à toutes les alternatives d'élimination légale, mais l'option « autre » est un indicateur de l'élimination illégale (utilisation des bacs des commerçants, brûlé...). Parmi les 75 ménages composant l'échantillon, huit (10,7%) ont mentionné « autres » comme mode d'élimination. En même temps, les auteurs ont

enregistré durant la période de l'étude que 4 des 75 ménages ont présenté zéro déchet et leur quantité mise pour être recyclée a augmenté. Ils constatent que ces quatre ménages ont éliminé illégalement leurs déchets (une moyenne de 6.06 kg par personne par semaine).

Les auteurs donnent des arguments favorables à la redevance incitative. Elle est considérée comme une source de revenu, et incite à réduire les déchets dans les villes et implicitement elle réduira les dépenses. En plus, c'est un mode de tarification « juste » puisque chaque ménage paye uniquement en fonction de son utilisation de service. Ainsi, la demande de service de collecte de déchets est inélastique. D'autres arguments peuvent être avancés contre ce type de tarification. *Premièrement*, les frais administratifs et de mise en application sont trop élevés. *Deuxièmement*, le coût social de refus peut être grand pour l'élimination illicite du passager clandestin. *Troisièmement*, les résultats suggèrent que la taxe sur des déchets soit régressive. Avec la redevance unitaire, le volume de déchets est 0,55 conteneur par personne pour le groupe de revenu le plus bas et de 0,46 conteneur par personne pour le groupe de revenu le plus haut.

2.4. Discussions des résultats de Fullerton et Kinnaman

Parmi les points traités par [Fullerton et Kinnaman \(1995\)](#) figure la question de taxation des matières vierges. Plusieurs discussions ont été enregistrées dans la littérature sur cette question, notamment par [Miedema \(1983\)](#), [Dinan \(1993\)](#), [Palmer et Walls \(1997\)](#), [Palmer et al. \(1997\)](#).

2.4.1. Miedema A.K. (1983)

“*Fundamental Comparisons of Solid Waste Policy Options*”, un article écrit par [Allen K. Miedema en 1983](#). Il développe un modèle macro-économique pour analyser les effets de plusieurs instruments de politique de gestion des déchets. Une redevance unitaire, une subvention au recyclage, une taxe proportionnelle aux quantités de déchets d'élimination, et une taxe sur la matière vierge comparée à une situation de référence où toutes ces taxes sont nulles. L'auteur a analysé les effets de revenu réel, les effets de déchets nets (déchets qui doivent être collectés et éliminés), la génération

de déchets et les effets de taux de recyclage pour ces quatre politiques. Il a constaté que les redevances unitaires et les taxes sur les déchets avaient toujours les mêmes effets. La redevance sur l'élimination avait toujours un effet de revenu réel plus grand et un effet de déchets nets le plus petit.

Miedema a constaté que l'introduction d'une taxe sur l'utilisation de matériaux vierges (T^v) égale au coût social marginal d'élimination de tous les déchets offre plus de gains de bien-être que celui issu d'une subvention sur l'utilisation de matériaux recyclés (S^r), une taxe unitaire basée sur la collecte des déchets (T^g) ou une redevance d'élimination favorise l'internalisation des coûts d'élimination des déchets dans le prix d'un produit (T^c). Bien que le système de tarification à l'unité (redevance incitative) peut réduire la production de déchets et augmenter le recyclage, les frais nécessaires doivent être élevés, ce qui peut stimuler l'élimination illégale. Par ailleurs, les coûts de transaction de l'introduction de ces systèmes et les coûts sociaux d'élimination sont trop élevés pour qu'ils soient rentables. Une taxe sur l'utilisation de matières vierges n'incite pas à l'utilisation de ce procédé. Elle encourage le développement du marché des matériaux recyclés. Miedema favorise donc la taxe sur les matières vierges au-dessus d'autres instruments politiques. Il montre que parce que le prix de la collecte des déchets et leur élimination n'est pas incorporé dans le prix des matières vierges, celles-ci sont un bon marché en comparaison avec les matières recyclées.

2.4.2. Dinan T.M. (1993)

“Economic Efficiency Effects of Alternative Policies for Reducing Waste Disposal”, est un article de [Dinan \(1993\)](#) qui démontre qu'une taxe sur l'utilisation des matières vierges n'est pas une méthode efficace pour la réduction des déchets. L'hypothèse de départ est que les ménages paient pour l'élimination de leurs déchets par le biais de taxes ou de redevances. En vertu de ce mécanisme de paiement, les ménages n'ont aucune incitation financière pour prendre en compte les coûts d'élimination dans leurs décisions d'achat et de recyclage. En plus, il n'offre pas aux producteurs une incitation pour produire des biens qui sont moins coûteux à éliminer ou pour utiliser des matières recyclées dans le processus de production. Cette approche utilise une combinaison de taxe sur les outputs et une subvention pour l'utilisation de

matières recyclées. L'auteur conclut qu'une taxe sur l'élimination combinée avec des subventions au recyclage peut fournir des signaux d'un niveau efficace d'élimination des déchets et des avantages sur les prix unitaires dans certaines situations. L'auteur procède à une comparaison avec des travaux antérieurs et contredit l'idée de [Miedema \(1983\)](#). *Premièrement*, le travail de Miedema vise à répondre à deux inefficacités liées à l'élimination de déchets, l'une posée par la tarification forfaitaire, et l'autre par la subvention indirecte des matières vierges. Cette subvention indirecte est l'incapacité du marché à intégrer les coûts de la collecte et d'élimination de certaines matières vierges dans leur prix. *Deuxièmement*, en plus de la question de la subvention indirecte des matières vierges, une hypothèse fondamentale qui considère le recyclage en boucle fermée a été avancée.

[Dinan \(1993\)](#) examine la production de deux biens et détermine des niveaux optimaux de la production. Il sélectionne les inputs, le nombre de firmes dans chaque secteur qui serait obtenu si les coûts d'élimination ont été internalisés. Il démontre les conditions qui sont nécessaires pour maximiser le bien-être social, les niveaux optimaux de production et le choix des inputs pour les deux biens durant la période (t). L'auteur examine le cas des journaux (Q), et "un autre bien" (X). Les deux biens peuvent utiliser les vieux journaux comme un input dans la production. Il suppose que chaque journal éliminé entraîne un coût (dt) qui comprend tous les coûts associés à son élimination, y compris les coûts externes. La consommation de l'autre bien n'entraîne pas de coûts d'élimination. Les journaux (Qt) à la période (t) sont produits par des entreprises identiques (ni) et l'autre produit, (Xt) est produit par (ml) entreprises identiques. Il développe un programme de maximisation de profits des producteurs en vertu d'une taxe sur les matières vierges et le compare avec les conditions d'allocation optimale des ressources. Si la taxe sur les matières vierges a abouti à l'allocation socialement optimale des ressources, les niveaux de production des firmes, les niveaux de l'utilisation d'inputs, et le nombre de firmes doivent être les mêmes que celles en vertu de l'optimum social. Il est évident que la taxe se traduira par un niveau d'utilisation optimale de matières vierges dans la production de journaux si le niveau de la taxe est fixé de sorte qu'il reflète le coût marginal de dépôt associé à un niveau d'utilisation optimale de matières vierges dans la production de journaux (premier bien).

Ensuite, il examine les conditions dans lesquelles une taxe sur les matières vierges conduira à l'utilisation optimale de vieux journaux dans la production de nouveaux journaux. Il est clair que la valeur de la productivité marginale de vieux journaux utilisés dans la production de nouveaux journaux qui réalise les conditions de l'optimum social en présence d'une telle taxe correspond au cas particulier dans lequel cette productivité marginale est égale à 1 où les coûts d'élimination sont constants dans le temps. Dans ce cas, les coûts actuels d'élimination évités en réutilisant une tonne de vieux journaux sont exactement compensés par le coût d'élimination futur provoqué par une tonne de journaux produits à partir d'une tonne de vieux journaux. La quantité d'élimination des déchets à éliminer dans le futur engendrée par l'utilisation d'une unité supplémentaire de vieux journaux dans le processus de production est inférieure à la quantité de déchets qui auraient dû être éliminés si cette unité supplémentaire n'avait pas été réutilisée. Si le produit marginal d'utilisation de vieux journaux dans la production de nouveaux journaux est inférieur à 1, la solution optimale exige que la valeur marginale d'utilisation de vieux journaux dans la production des nouveaux journaux reflète le coût net d'élimination évité par l'utilisation de vieux journaux. Dans ce cas, une taxe sur les matières vierges n'incite pas à l'utilisation des vieux journaux.

Il démontre que la taxe sur la production et la subvention sur les inputs peut conduire à une solution efficace lorsqu'il n'est pas possible de taxer directement l'externalité. Si une taxe d'élimination combinée avec la subvention à la réutilisation est théoriquement capable de maximiser le bien-être social, cette analyse ne tient pas en compte les coûts administratifs d'une telle politique. Une analyse complète des coûts-avantages est nécessaire pour évaluer les bénéfices en termes de bien-être et pour incorporer les coûts d'élimination de déchets dans le coût de la gestion d'une telle politique. L'administration d'une politique consisterait à percevoir la taxe d'élimination de tous les producteurs et importateurs du produit et à accorder la subvention à tous les utilisateurs des matériaux récupérés. Le coût administratif sera un coût prohibitif pour administrer une telle politique pour un ensemble de produits de consommation éliminés. Cette politique devrait être limitée aux éléments qui composent une part particulièrement importante du flux de déchets (comme les journaux) ou qui sont particulièrement élevés par unité de coûts d'élimination. Les

frais d'administration de la taxe d'élimination sont susceptibles d'être plus faibles lorsqu'il y a un nombre limité de producteurs et d'importateurs du produit et lorsque le produit est facilement identifiable.

2.4.3. Palmer K., et M., Walls (1997)

“Optimal Policies For Solid Waste Disposal: Taxes, Subsidies and Standards”. Dans cet article, [Palmer et Walls](#) développent un modèle théorique d'équilibre partiel du marché pour un bien de consommation produit à travers des inputs vierges et secondaires et qui est finalement éliminé dans une décharge. Le modèle englobe les décisions des individus concernant la consommation et l'élimination des déchets, d'une part, et d'autre part, les décisions des producteurs pour l'utilisation d'inputs. Après avoir caractérisé le résultat socialement efficace, les auteurs analysent à la fois une consigne et une norme de contenu minimum en produit recyclé comme moyen de parvenir à ce résultat. La norme de contenu recyclé signifie que les produits fabriqués contiennent une certaine quantité de matières recyclées, c'est le cas des journaux. Les résultats de cette dernière approche sont similaires aux résultats de [Dinan \(1993\)](#) et [Fullerton et Kinnaman \(1995\)](#) sur l'utilisation des politiques sur les inputs tels que les taxes sur les matières vierges. L'utilisation de cette norme ne suffit pas pour produire la quantité optimale de production et d'élimination des déchets. Elle doit être combinée avec d'autres taxes *amont* sur les inputs de la production ainsi qu'une subvention au recyclage en fonction de la forme de la fonction de production sur le produit final. En effet, la norme de contenu en produit recyclé encourage l'utilisation de matières recyclées et décourage l'utilisation de matières vierges, mais elle a tendance à augmenter la production en fonction de la forme de la fonction de production. Si la productivité marginale de l'utilisation des matières recyclées est relativement élevée, la norme tend à augmenter la production (et donc des déchets solides), donc, il faut taxer les outputs. Si la productivité marginale des matières recyclées est relativement faible, la norme tend à réduire la production au dessous de l'optimum, alors il faut subventionner l'output. [Palmer et Walls](#) concluent que la norme peut conduire également à une utilisation inefficace des autres facteurs de production tels que le travail. Afin d'éviter ces effets non intentionnels, des taxes supplémentaires ou des subventions sont nécessaires, donc une taxe sur le travail est nécessaire pour obtenir l'optimum global. Toutefois, la mise en œuvre effective de cette combinaison des

politiques nécessite des informations sur les fonctions de production des firmes, information qui est généralement au-delà de la portée des décideurs politiques. En outre, dans le cas où les firmes sont hétérogènes, fixer les politiques optimales peut être impossible. Ces problèmes sont aggravés lorsque les firmes utilisent des matières recyclées multiples pour produire un seul output, ou produisent plusieurs outputs avec une seule matière recyclée, de même lorsque les matières recyclées peuvent être exportées. Une politique alternative qui permet de surmonter la plupart des obstacles des normes à contenu recyclé et d'autres politiques est la consigne. Comme démontré ci-dessus, la consigne optimale consiste en une taxe sur la production combinée à une subvention des produits recyclés qui sont tous les deux égaux au coût marginal social d'élimination. La consigne combinée restituée est relativement facile à installer, en particulier par rapport à la norme de contenu recyclé. En outre, cette politique ne nécessite pas de taxes supplémentaires ou de subventions en vue de parvenir à une utilisation optimale d'input, de production et d'élimination des déchets solides.

2.4.4. Palmer M., H. Sigman et K. Walls (1997)

Les auteurs dans leur article intitulé "*The Cost of Reducing Municipal Solid Waste*" analysent les politiques publiques pour réduire les quantités de déchets solides municipaux. Ils développent un modèle simple d'équilibre partiel de la production de déchets et de recyclage afin d'évaluer le rapport coût-avantage de ces différentes politiques. Ils estiment la réduction des déchets en réponse à trois politiques publiques: (i) le système de consigne, (ii) les redevances d'élimination anticipées, et les subventions au recyclage (iii). Les résultats illustrent les effets des trois politiques sur la réduction à la source et sur le recyclage de cinq matières recyclables qui représentent 56 % des déchets solides municipaux en 1990 : aluminium, verre, papier, plastique, et acier. Les réponses fournissent des informations sur le coût de réduction des déchets solides municipaux par ces politiques. Les auteurs trouvent plusieurs implications de ces politiques. Tout d'abord, une différence substantielle au niveau des interventions nécessaires à la réalisation des réductions en matière d'élimination a été constatée pour les diverses politiques. Ils estiment que pour réduire de 10% la quantité de déchets, il est nécessaire d'appliquer une consigne égale à 45 USD par tonne. Une réduction comparable peut être obtenue à l'aide d'une redevance égale à 85 USD la tonne ou par une subvention égale à 98 USD la tonne. Cette réduction de 10%

équivalait à une réduction de 5,6 % du DSM total, car les déchets dans le modèle ne représentent que 56 % des flux de déchets solides municipaux. Deuxièmement, ils démontrent l'importance d'avoir des politiques flexibles pour réduire les quantités de déchets. Pour cela, ils comparent des estimations spécifiques pour chaque type de matière avec l'approche la moins coûteuse qui permet de réduire plus de déchets. La différence de coût entre les deux approches est importante : alors que l'approche la moins coûteuse a un coût marginal de 45 USD la tonne pour une réduction de 10 % de déchets, la même quantité aurait un coût marginal de 70 USD la tonne si l'élimination de chaque matière doit être réduite de 10 %. Dans leur modèle, la quantité de déchets éliminée égale à la consommation totale du bien moins la quantité recyclée. Les politiques interviennent pour diminuer l'élimination des déchets à la fois par une augmentation du recyclage ou par la réduction à la source.

Contrairement à [Fullerton et Kinnaman \(1995\)](#), les auteurs supposent une seule forme d'élimination (pas de possibilité d'élimination illégale). Ce modèle nécessite plusieurs hypothèses sur la structure des marchés. Tout d'abord, les marchés pour la matière finale et les matières recyclées sont parfaitement concurrentiels. Deuxièmement, les consommateurs jettent ou recyclent les biens fabriqués dans un délai court. Ils supposent encore que les autorités imposent leurs politiques au niveau des producteurs plutôt qu'au niveau des ménages. Le montant de la consigne est égal au montant de la restitution. Toutefois, [Fullerton et Kinnaman \(1995\)](#) montrent que la consigne optimale et le montant de la restitution peut avoir des valeurs différentes en vertu d'hypothèses plus générales. Palmer et ses co-auteurs analysent en détail les trois politiques par matière. En espèce, pour réduire 10 % des bouteilles en verre, une consigne de 16 USD par tonne est nécessaire. Ainsi, une consigne de 300 USD par tonne pour réduire la même quantité d'aluminium contenue dans des biens durables. Ces différences dans les caractéristiques des matériaux dans le flux de déchets font que l'approche uniforme est plus coûteuse qu'une approche qui permet pour chaque type de matériaux d'être réduit dans l'option la moins coûteuse. Ils concluent que la consigne est beaucoup moins coûteuse que la subvention au recyclage ou que la redevance pour l'élimination. Toutefois, les frais administratifs élevés pourraient modifier cette conclusion, en faisant de la redevance la plus attractive. Ils suggèrent

également qu'une réduction modeste de déchets solides municipaux serait efficace, si elle pouvait se faire sans des grands frais administratifs et de transactions.

3. Modèle de Fullerton et Wu (1998): Écoconception

L'article "*Policies for Green Design*" de Fullerton et Wu (1998) présente un modèle qui est conçu pour véhiculer leurs intuitions de base sur les flux de matières dans l'équilibre général entre le producteur et le ménage et qui peut-être retourné au producteur, avant l'élimination ou la réutilisation. Au départ, ils construisent un modèle statique simple avec un seul type de ménage et un produit.⁷⁷

3.1. Hypothèses de modèle

Dans le cas d'une économie simplifiée composée de (n) **individus** identiques qui achètent un bien composite simple en quantité (q). Ce bien possède deux attributs : un degré de recyclabilité (ρ) et un taux d'emballage (θ). (ρ) peut être interprété comme la fraction en poids du bien qui peut être recyclé après usage. (θ) est interprété comme le poids de la boîte et des autres protections qui accompagnent chaque unité de produit.

Le ménage élimine ces déchets solides soit en forme traditionnelle (g) ou les recyclés (r). La technologie utilisée pour l'élimination (g) suit la fonction :

$$g = g(q, \rho, \theta) \quad (62)$$

d'où $g(\dots)$ est une fonction continue et quasi-concave, avec les dérivées premières $g_q > 0$, $g_\rho < 0$, $g_\theta > 0$. Autrement dit, la quantité de déchets (g) augmente avec la consommation de (q). La quantité de déchets à éliminer diminuée si la part de recyclabilité (ρ) du produit augmente, ou elle va augmenter si le taux d'emballage (θ) augmente. Dans le cas de recyclage, la fonction est :

⁷⁷ Le modèle est similaire à celui de Fullerton et Kinnaman (1995), mais les auteurs ajoutent deux attributs. Le modèle a une seule période, mais plus de "recyclabilité" pourrait être interprétée comme "plus de durabilité": un produit qui dure plus longtemps va générer moins d'élimination par période.

$$\mathbf{r} = \mathbf{r}(\mathbf{q}, \boldsymbol{\rho}) \quad (63)$$

d'où $\mathbf{r}(\cdot, \cdot)$ est une fonction continue et quasi-concave, avec les dérivées premières : $\mathbf{r}_q > \mathbf{0}$, $\mathbf{r}_\rho > \mathbf{0}$. Toutes choses égales par ailleurs, le recyclage augmente avec la quantité de (\mathbf{q}) consommée et augmente aussi avec la recyclabilité ($\boldsymbol{\rho}$).

L'utilité du ménage dépend alors de la quantité de ce bien (\mathbf{q}) achetée sur le marché et de la quantité d'autres biens (\mathbf{h}) produits et consommés à domicile (bien domestique). Afin de saisir la possibilité d'une externalité négative à partir des ordures ménagères des autres, les auteurs supposent que l'utilité de chaque ménage dépend aussi de $\mathbf{G} = \mathbf{n}\mathbf{g}$, qui représente la quantité totale de déchets produits dans l'économie. La fonction d'utilité est donc :

$$\mathbf{u} = \mathbf{u}(\mathbf{q}, \mathbf{h}, \mathbf{G}) \quad (64)$$

Avec les dérivées premières $\mathbf{u}_q > \mathbf{0}$, $\mathbf{u}_h > \mathbf{0}$, $\mathbf{u}_G \leq \mathbf{0}$. Dans cette formulation, les ménages ne se soucient pas de recyclage ou de l'emballage en soi, mais de ses attributs qui affectent la production de déchets (par les équations 63 et 64) et donc des coûts d'élimination. Dit autrement, ($\boldsymbol{\rho}$) et ($\boldsymbol{\theta}$) n'affectent pas directement le ménage dans sa fonction d'utilité, mais indirectement par la contrainte de ressources.⁷⁸

Les firmes sont dans un marché concurrentiel et produisent un bien (\mathbf{q}) selon des rendements d'échelle constants. Elles utilisent deux inputs, une ressource (\mathbf{k}_q) et des matériaux recyclés (\mathbf{r}). À l'équilibre, l'utilisation de la firme de (\mathbf{r}) doit correspondre à la génération du ménage de celui-ci. Dans sa décision de production, la firme choisira la recyclabilité ($\boldsymbol{\rho}$) et le taux d'emballage du produit ($\boldsymbol{\theta}$). Donc, la fonction de production utilise trois outputs ($\mathbf{q}, \boldsymbol{\rho}, \boldsymbol{\theta}$) et deux inputs (\mathbf{k}_q, \mathbf{r}), en déplaçant les deux attributs à l'autre côté de l'équation. La fonction de production s'écrit :⁷⁹

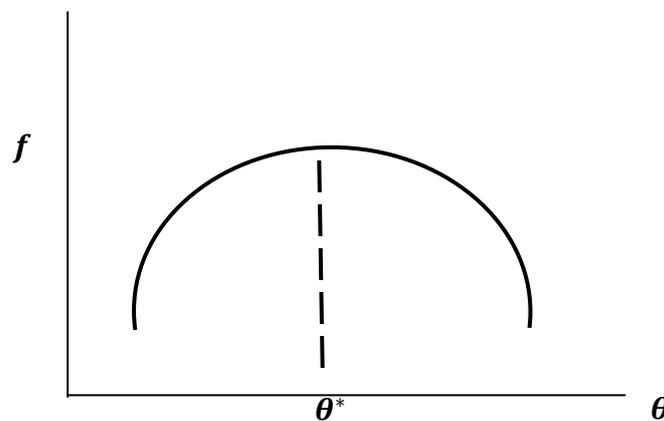
⁷⁸ En général, l'emballage peut servir comme une forme de publicité, ainsi comme une protection pour le transport. L'emballage ($\boldsymbol{\theta}$) pouvait entrer dans la demande de (\mathbf{q}), ou directement en utilité.

⁷⁹ Trois commentaires à propos de cette formulation. Premièrement, la production ne génère pas directement toutes les externalités négatives (déchets solides, pollution de l'air, ou les effluents liquides). Les auteurs s'intéressent aux déchets post consommation et leurs éliminations. Cependant, d'une certaine manière ($\boldsymbol{\theta}$) peut être considéré comme un déchet direct en passant le reste du produit à travers le cycle de vie du consommateur. Deuxièmement, Fullerton et Kinnaman envisagent l'extraction de matières vierges et les externalités associées, mais Fullerton et Wu les intègrent afin d'éviter toute

$$q = f(k_q, r, \rho, \theta), \quad (65)$$

Les dérivées premières sont $f_k > 0$, $f_r > 0$ et $f_\rho < 0$. Les deux premières conditions indiquent que la production augmente avec une utilisation plus grande de (k_q) ou de (r). Pour augmenter la recyclabilité, la firme doit augmenter les quantités d'inputs. En tenant compte d'une utilisation totale de (k_q) et (r), donc, plus de recyclabilité implique moins de production (q). Afin de rendre les outputs plus recyclables, la firme doit utiliser une partie des inputs. En ce qui concerne (θ), les auteurs considèrent les coûts de production et de distribution du produit sans impact sur le consommateur. Avec un niveau faible d'emballage, la firme devra éviter les coûts de remplacements des unités détruites durant le processus de distribution. Ainsi, plus d'emballages peuvent libérer des inputs pour être utilisés dans la production de l'output ($f_\theta > 0$). À un niveau plus élevé de (θ), plus d'emballage conduira à une utilisation inutile des ressources ($f_\theta < 0$). Les auteurs supposent ici que le coût de production est réduit au minimum au point θ^* où ($f_\theta = 0$). Comme le montre le graphe 19.

Graphique 19 : Effet sur la production nette (f) de l'emballage(θ).



Dans la technologie de production du **service d'élimination**, les firmes utilisent (k_g) comme le seul input avec des rendements d'échelle constants, la fonction de production est linéaire.

confusion et erreur. Une simple extension de ce modèle pourrait intégrer la phase d'extraction de cycle de vie de produit. Troisièmement, en incluant les coûts de transaction en tant que tels dans le modèle, les auteurs n'incluent pas les coûts de la collecte des recycleurs, de tri, de nettoyage et de traitement. Les coûts liés à ces activités sont incorporées dans la fonction de production (f) qui spécifie la transformation de (r) dans (q).

$$\mathbf{g} = \gamma \mathbf{k}_g, \quad (66)$$

Le bien (\mathbf{h}) est un produit domestique utilise le temps et les ressources domestiques (\mathbf{k}_h) avec :

$$\mathbf{h} = \mathbf{k}_h, \quad (67)$$

(\mathbf{h}) peut-être interprété comme du loisir. Finalement, le modèle peut être bouclé par la contrainte des ressources :⁸⁰

$$\mathbf{k} = \mathbf{k}_q + \mathbf{k}_g + \mathbf{k}_h, \quad (68)$$

dont \mathbf{k} représente les ressources totales fixes telles que le capital, le travail ou la terre. Aucune distinction entre le travail et le capital n'est nécessaire pour obtenir les résultats de la politique optimale des ménages ou des firmes en matière d'élimination de déchets, de recyclage, d'emballage et de recyclabilité.

3.2. Résultats du modèle de planificateur social

Le but d'un planificateur social est de maximiser l'utilité d'un ménage représentatif (Éq. 64) soumis à la contrainte de ressources (Éq. 68) et la fonction de production (Éq. 65-67) et les technologies d'élimination des déchets (Éq. 62-64). Les auteurs maximisent le Lagrangien et utilisent les conditions de premier ordre pour montrer:

$$\frac{u_q}{u_h} = \frac{1}{f_k} + \left(\frac{1}{\gamma} - \frac{nu_g}{u_h} \right) \mathbf{g}_q + \left(-\frac{f_r}{f_k} \right) \mathbf{r}_q \quad (69a)$$

$$-\frac{f_\rho}{f_k} + \left(\frac{1}{\gamma} - \frac{nu_g}{u_h} \right) \mathbf{g}_\rho + \left(-\frac{f_r}{f_k} \right) \mathbf{r}_\rho = \mathbf{0} \quad (69b)$$

$$-\frac{f_\theta}{f_k} + \left(\frac{1}{\gamma} - \frac{nu_g}{u_h} \right) \mathbf{g}_\theta = \mathbf{0} \quad (69c)$$

⁸⁰ Les activités de recyclage des déchets ménagers ont besoin de temps et de ressources pour la manutention et le stockage, comme dans Wertz (1976), ou Choe et Fraser (1998). Puis \mathbf{k}_r pouvait entrer dans la contrainte de ressources Eq.68 et dans la fonction de recyclage Eq.63. Dans tous les cas, ces coûts sont de nature semblable aux coûts de transaction sur un marché: le temps de se rendre au magasin pour acheter \mathbf{q} , ou le temps nécessaire pour éliminer \mathbf{g} .

Les expressions précédentes emploient le coût marginal social par unité de déchet CMS_g qui est défini pour inclure les coûts directs de ressources ($\mathbf{1}/\gamma$) et le coût externe ($-\mathbf{n}u_g/u_h$). Ce coût externe inclut l'externalité négative ($u_g < \mathbf{0}$) pour tous les ménages (\mathbf{n}). La première équation indique que l'utilité marginale retirée d'une unité supplémentaire de (q) égale à son coût marginal social de production et d'élimination. La seconde équation indique que la recyclabilité (ρ) peut augmenter jusqu'à ce que son coût marginal d'utilisation compense les coûts d'élimination évités. L'équation (69c) indique que la société ne peut pas tirer de profit en cas de changement dans l'emballage (θ). L'hypothèse est que (f_θ) doit être positive le long de la partie ascendante de la courbe dans le graphe 19. C'est-à-dire que le niveau optimal d'emballage est au-dessous du point qui minimise les coûts de production pour tenir compte des coûts d'élimination.

Ce modèle tient compte d'un équilibre général complet puisque les prix et les quantités sont déterminés en utilisant l'offre et la demande simultanément pour plusieurs biens en incluant la recyclabilité (ρ), l'emballage (θ), la collecte de déchets (g), le recyclage (r) et les outputs (q). Pour *l'extension de modèle*, (q_i) représente plusieurs outputs où $i = \mathbf{1}, \dots, \mathbf{m}$. Ce modèle n'incorpore pas de taxes distordantes sur l'offre de travail ou sur le capital. Pour réaliser l'optimum social dans une économie décentralisée présentée juste après, le gouvernement peut utiliser des taxes forfaitaires afin d'accroître les recettes nécessaires au paiement des subventions pour la collecte des ordures ou de recyclage.⁸¹ De la même façon, n'importe quel montant d'une taxe sur l'emballage ou sur l'élimination des déchets est rendu aux consommateurs sous une forme forfaitaire. Cette hypothèse simplifie considérablement l'analyse, parce qu'elle ne prend pas en compte les taxes forfaitaires et les transferts : un changement dans le revenu du consommateur affectera les quantités demandées et les valeurs des utilités marginales (telle que (u_q) ou (u_h)), mais n'affectera pas les conditions de premier ordre. Chacune de ces équations indique que les bénéfices marginaux des biens sont égaux aux coûts marginaux, et une telle équation se réalise avec n'importe quelle taxe forfaitaire ou transfert.

⁸¹ Beaucoup de modèles d'équilibre de second-rang supposent que les taxes forfaitaires ne sont pas disponibles et que le gouvernement doit utiliser des taxes distordantes pour satisfaire une exigence explicite de revenus.

Tandis que le modèle n'inclut pas de taxes distordantes, les auteurs incluent un simple traitement aux défaillances du marché en raison de détournement illégal d'élimination, des coûts de transactions, des problèmes d'exécution ou des coûts administratifs pour percevoir une taxe calculée sur une assiette fiscale difficile à mesurer. Pour simplifier, les auteurs fixent les taux de taxes à zéro. Ainsi, ils ne précisent pas une forme particulière de ces coûts. Dans un cas, ils supposent un marché parfait où la firme peut demander un prix et le gouvernement peut fixer une taxe par unité de déchets collectée sans frais administratifs. Dans d'autres cas, la perception de ce prix ou de cette taxe est impossible. Les auteurs ne spécifient pas la cause : à cause de coûts de transaction ; à cause de la crainte du détournement illégal, ou à cause de frais administratifs. Une politique alternative peut corriger les allocations de premier rang (Eq.69). Les auteurs notent que lorsque le marché est défaillant dans ce sens et le prix ou la taxe par unité de déchet sont non collectés, alors le détournement illégal et les coûts administratifs sont de nouveau égaux à zéro.

3.3. Résultat du modèle décentralisé

Fullerton et Wu s'intéressent au cas des marchés privés où le gouvernement peut fournir des avantages fiscaux aux ménages ou aux firmes. En particulier, le budget **du ménage** est affecté par une taxe ou par une subvention sur chaque bien.

$$(\mathbf{k} - \mathbf{k}_h) + (\mathbf{p}_r - \mathbf{t}_r)r = (\mathbf{p}_q + \mathbf{t}_q)q + (\mathbf{p}_g - \mathbf{t}_g)g \quad (70)$$

Le ménage possède (\mathbf{k}) de ressources, il en vend $(\mathbf{k} - \mathbf{k}_h)$ au marché à un prix unitaire (puisque (\mathbf{k}) est un numéraire). Le ménage bénéficie de (\mathbf{p}_r) de chaque unité recyclée qui peut être une taxe au taux (\mathbf{t}_r) par unité. Le taux fiscal peut être positif ou négatif. Avec ce revenu, le ménage peut consommer le bien au prix (\mathbf{p}_q) avec un taux de taxe par unité (\mathbf{t}_q) .

Les décisions **des firmes** sont aussi affectées par des taxes. Le producteur de (q) maximise son profit :

$$\pi = \mathbf{p}_q q - \mathbf{p}_r r - \mathbf{k}_q - q\rho t_\rho - q\theta t_\theta \quad (71)$$

où (t_θ) est une taxe par unité d'emballage (mesuré par rapport au poids), et (t_ρ) est une taxe par unité de recyclabilité. Cette taxe peut être difficile à mettre en œuvre, mais elle pourrait s'appliquer à la proportion du poids de l'élément qui satisfait les critères prédéterminés en matière de recyclabilité. Afin d'étudier les exigences ou les restrictions d'autres quantités, comme une norme de contenu recyclé, l'Eq. (71) serait maximisé sous une contrainte de (r) par unité de production de (q) .

Des firmes individuelles sont des preneurs de prix, mais à niveau agrégé, elles font face aux programmes de demande pour (ρ) et (θ) qui se reflètent dans le prix (p_q) que les consommateurs désirent payer. Si les consommateurs doivent payer pour l'élimination de leurs ordures, donc ils désireront payer plus pour un produit plus recyclable $(\partial p_q / \partial \rho \geq 0)$ ou pour un produit avec moins d'emballage $(\partial p_q / \partial \theta \leq 0)$. La maximisation de programme et les conditions de premier ordre montrent que l'optimum se caractérise par :

$$p_q = \frac{1}{f_k} + \rho t_\rho + \theta t_\theta, \quad (72)$$

$$p_r = \frac{f_r}{f_k}, \quad (73)$$

$$\frac{\partial p_q}{\partial \rho} \cdot q = q t_\rho - \frac{f_\rho}{f_k}, \quad (74)$$

$$\frac{\partial p_q}{\partial \theta} \cdot q = q t_\theta - \frac{f_\theta}{f_k} \quad (75)$$

Avec la concurrence, le prix de vente recouvre le coût des ressources en plus des taxes par unité d'output. Les firmes utilisent plus de (r) jusqu'à ce que le produit marginal soit compensé par son coût pour la firme. Dans la technologie d'élimination de déchets, les firmes concurrentielles maximisent leurs profits $(p_g g - p_k k_g)$ d'où $g = \gamma k_g$ et $p_k = 1$, alors $p_g = 1/\gamma$. Ce prix couvre seulement le coût.

Dans une économie décentralisée, le ménage maximise son utilité dans (Éq.64) sous contrainte budgétaire (Éq.70) en choisissant (h) et (q) et les attributs (ρ) et (θ) (qui déterminent à la fois (g) et (r)). Les consommateurs sont des preneurs des prix, mais dans l'ensemble, ils font face aux programmes d'offres pour (ρ) et (θ) qui se

reflètent dans le prix (\mathbf{p}_q) auquel les firmes sont prêtes à vendre. Si les firmes consacrent plus de ressources pour un écoconception (*green design*), alors elles devront payer plus de frais pour un produit avec un degré de recyclabilité plus grand ou pour un produit avec un meilleur emballage. Aussi, l'optimisation des ménages ignore l'impact de (\mathbf{g}) sur l'utilité des autres par un incrément au (\mathbf{G}) total.

La résolution des programmes de maximisation donne des conditions de premier ordre en termes des prix et des taux fiscaux face aux ménages, mais les auteurs utilisent l'Éqs (72)-(75) pour remplacer chaque prix avec son coût de production.

$$\frac{u_q}{u_h} = \frac{1}{f_k} + \rho t_\rho + \theta t_\theta + t_q + \left(\frac{1}{\gamma} + t_g\right) \mathbf{g}_q + \left(-\frac{f_r}{f_k} + t_r\right) \mathbf{r}_q, \quad (76a)$$

$$q t_\rho - \frac{f_\rho}{f_k} + \left(\frac{1}{\gamma} + t_g\right) \mathbf{g}_\rho + \left(-\frac{f_r}{f_k} + t_r\right) \mathbf{r}_\rho = \mathbf{0}, \quad (76b)$$

$$q t_\theta - \frac{f_\theta}{f_k} + \left(\frac{1}{\gamma} + t_g\right) \mathbf{g}_\theta = \mathbf{0}. \quad (76c)$$

Ces expressions reflètent la situation d'équilibre général où toutes les firmes sont sur leurs courbes d'offre et tous les ménages sont sur leurs courbes de demande pour chaque produit et attribut. La première condition indique que l'utilité marginale est égale au "plein prix en vigueur" de consommation. Pour chaque unité de (q), le consommateur doit payer le coût de la firme en termes de ressources et des taxes plus le coût privé d'élimination.

Les expressions (76) sont écrites en forme comparable avec les conditions d'optimum social dans l'Éq (69). Pour vérifier l'efficacité des marchés privés sans intervention du gouvernement, les auteurs supposent que les taux fiscaux dans l'Éq (76) sont égaux à zéro. Dans ce cas, il est facile de constater que le marché privé ne réalise pas l'optimum social parce que l'externalité (\mathbf{u}_G) qui apparaît dans les conditions sociales de l'Éq.69 ne figure pas dans les conditions de l'Éq (76) (c'est-à-dire dans l'optimum décentralisé). En plus, les firmes privées ne pourraient pas payer des frais pour la collecte de déchets, si les coûts de transactions sont élevés ou les ménages peuvent éviter les frais en déposant leurs déchets dans des bennes ou des lots vides. Si les administrations locales doivent assurer la collecte gratuitement, les

ménages ne font face, ni au coût direct de ressources ($\mathbf{1}/\boldsymbol{\gamma}$), ni au coût externe ($-\mathbf{n}u_G/u_h$).

3.4. Défaillances et corrections du marché

Les auteurs considèrent plusieurs défaillances de marché. Dans chaque cas, ils cherchent le taux de taxes pigouvienne qui incite le comportement privé dans l'Éq (76) à l'optimum social dans l'Éq (69). Ils supposent que cet optimum est unique et il peut être réalisé en utilisant plusieurs combinaisons de taxes et de subventions.

3.4.1. Tarification de l'externalité négative de déchet et redevance unitaire (Cas A)

C'est le cas le plus simple, Fullerton et Wu supposent que les firmes d'élimination de déchets concurrentielles atteignent l'équilibre, donc, $\mathbf{p}_g = \mathbf{1}/\boldsymbol{\gamma}$ et que les consommateurs paient $(\mathbf{p}_g + \mathbf{t}_g)$ par unité de déchets collectée. Alors, l'Éq (76c) correspond à l'Éq (69c) si $(\mathbf{t}_g = -\mathbf{n}u_G/u_h)$ et $(\mathbf{t}_\theta = \mathbf{0})$. Ensuite, l'Éq (76b) correspond à l'Éq (69b) si $\mathbf{t} - \boldsymbol{\rho}$ et \mathbf{t}_r égales à zéro. Finalement, l'Éq (76a) correspond à l'Éq (69a) si $\mathbf{t}_q = \mathbf{0}$. Autrement dit, si les consommateurs doivent payer le coût marginal social total d'élimination \mathbf{CMS}_g , donc ils inciteront des firmes à concevoir des produits avec des combinaisons de $\boldsymbol{\rho}$ et $\boldsymbol{\theta}$. Dans ce cas, le gouvernement n'intervient pas sur le recyclage de ménage, ni sur la consommation, ni sur le choix des inputs du producteur. La taxe sur des déchets corrige seulement l'externalité.

3.4.2. Collecte gratuite de déchets (Cas B)

À cause de détournement illégal, ou des coûts de perception des taxes, plusieurs communautés ne peuvent pas payer les frais de la collecte de déchets. Donc, les auteurs considèrent ici le cas $\mathbf{p}_g + \mathbf{t}_g = \mathbf{0}$. La collecte de déchets gratuite signifie que les firmes de collecte reçoivent une subvention par unité égale au prix. Dans ce cas, le consommateur ne prend pas en compte les coûts d'élimination et qu'il ne désire pas payer plus pour plus de recyclabilité ou pour l'écoconception d'emballage. Les producteurs ne reçoivent pas de signes du consommateur à travers le marché, mais les bons signaux peuvent être toujours transmis par les taxes et les subventions appropriées. L'équation (76c) correspondra à l'équation (69c) si le taux de taxe sur

l'emballage est $t_\theta = (1/\gamma - nu_G/u_h) g_\theta/q$. Cette taxe correspond à $CMS_g \cdot g_\theta/q$, le coût marginal d'élimination par unité d'output pour une variation de θ . Cette taxe est positive et incite les firmes à réduire l'emballage qui contribue aux coûts directs d'utilisation (ressources) et aux coûts externes d'élimination. Alors, l'Éq (76b) correspondra à l'équation (69b) si $t_r = 0$ et $t_\rho = 1/\gamma - nu_G/u_h) g_\rho/q = CMS_g \cdot g_\rho/q$. Ce taux de taxe est négatif et reflète le coût évité pour un changement de ρ qui réduit les coûts d'élimination par unité d'output. Finalement, l'équation (76a) correspond à l'Eq (69a) si $t_q = \left(\frac{1}{\gamma} - \frac{nu_G}{u_h}\right) (g_q - \frac{\rho q_\rho + \theta g_\theta}{q})$, avec $t_q = CMS_g \cdot g_q - \rho t_\rho - \theta t_\theta$. Le premier terme montre «une taxe sur le contenu à éliminer»⁸² puisqu'il s'agit de collecter le coût marginal d'élimination de (g) supporté par une unité supplémentaire de (q). Les autres termes corrigent les effets des autres instruments sur le prix de l'output. La subvention (t_π) est censée augmenter (ρ), mais en même temps elle réduit le coût de production, et donc le prix d'output et augmente la quantité demandée. Ainsi, la taxe sur l'output corrige la subvention par unité d'output. De la même façon, en terme final, la taxe sur l'output corrige l'effet de la taxe d'emballage sur le prix de l'output. Le résultat est un système qui décourage la production de l'emballage et non pas les outputs généralement. Le signe du taux de la taxe total dépend de la taille relative de recyclabilité et de paramètres d'emballage.

Dans ce cas où les consommateurs ne payent pas pour l'élimination de leurs déchets il fournit un raisonnement cohérent pour taxer les emballages et subventionner la conception, pour améliorer la recyclabilité.⁸³ Ce cas n'inclut pas de subvention au recyclage, puisque le recyclage n'a aucune externalité (mais voir le cas F ci-dessous). Cette politique en *amont* nécessite trois instruments différents (t_θ, t_ρ, t_q) d'où chaque instrument nécessite un certain nombre d'informations. Mais cette politique *amont* est plus satisfaisante que la politique *aval* dans le cas où le détournement illégal et

⁸² Dans ce cas, la taxe d'output est combinée avec une subvention au recyclage.

⁸³ Ces politiques visant l'entreprise sont suffisantes pour atteindre l'optimum social dans ce modèle, parce que l'entreprise choisit l'emballage et le recyclage. Si les ordures ménagères et le recyclage dépendent aussi de l'effort au niveau des ménages, comme dans Choe et Fraser (1999), un instrument supplémentaire doit être orienté vers le comportement de ces ménages.

l'existence coûts de collecte empêchent la solution pigouvienne avec des simples redevances par unité de déchets (\mathbf{t}_g).

3.4.3. Aucun Paiement pour le recyclage (Cas C)

Pour analyser séparément les échecs possibles du marché, les auteurs retournent au cas d'absence d'échecs du marché pour la collecte de déchets (donc $\mathbf{p}_g = \mathbf{1}/\gamma$ et $\mathbf{t}_g = -\mathbf{n}u_g/u_h$) et ils considèrent la défaillance au niveau du marché de recyclage. Le prix (\mathbf{p}_r) payé par une firme pour son input de recyclage peut être proche de zéro, et le coût de recensement d'une quantité donnée de verre et de plastique pour le recyclage peut dépasser la valeur de la matière. Les auteurs ne modélisent pas ces coûts de transaction explicitement, mais ils écartent la formation d'un marché privé pour le recyclage. Les ménages déposent alors les matériaux recyclés avec leurs ordures à la décharge à moins que la municipalité assure la collecte sélective gratuitement. En effet, la subvention municipale correspond au prix, donc les ménages font face à $(\mathbf{p}_r - \mathbf{t}_r) = \mathbf{0}$. Le problème qui reste est que les ménages ne devront pas payer pour le recyclage de sorte qu'ils n'exigeront pas assez de recyclabilité. Ce problème peut être corrigé par une subvention $\mathbf{t}_\rho = -\frac{f_r r_\rho}{f_k q} = -\frac{p_r r_\rho}{q}$, qui reflète la valeur marginale sociale du recyclage supplémentaire généré par la variation de (ρ). Dans ce cas, le taux optimal d'une taxe sur l'emballage est $\mathbf{t}_\theta = \mathbf{0}$, puisque l'emballage est découragé par des frais optimaux pour les déchets. Une taxe sur la consommation $\mathbf{t}_q = (f_r/f_k)(p_r \rho/q - r_q)$, qui est égale à $-\rho \mathbf{t}_\rho - p_r r_q$ est toujours imposé. Le premier terme perçoit une taxe par unité d'output corrigée pour le fait que (\mathbf{t}_ρ) est supposée pour subventionner la recyclabilité et non les outputs en général. Le second terme est le signe opposé qui reflète la valeur marginale sociale du recyclage générée par une quantité supplémentaire de (q).

3.4.4. Collecte gratuite de déchets et aucun paiement pour le recyclage (Cas D)

Le but de séparer les cas (B) et (C) est pour introduire au cas où les ménages ne feraient face à aucun prix pour la collecte de déchets ou pour le recyclage ($\mathbf{p}_g + \mathbf{t}_g = \mathbf{0}$ et $\mathbf{p}_r - \mathbf{t}_r = \mathbf{0}$). Les subventions municipales permettent la collecte sélective et le recyclage gratuitement, donc le ménage ne s'inquiète pas de l'élimination de ses déchets solides. Même si le modèle inclut des contraintes multiples et des échecs du

marché, il inclut également plusieurs politiques d'instruments. L'État peut toujours corriger ces échecs du marché. Le taux de la taxe optimale sur la recyclabilité est :

$$t_{\rho} = \left(\frac{1}{\gamma} - \frac{nu_G}{u_h} \right) \frac{g_{\rho}}{q} + \left(- \frac{f_r r_{\rho}}{f_k q} \right),$$

qui est la somme des subventions des cas ci-dessous. Le raisonnement pour encourager la politique de « l'écoconception » a été doublé dans ce cas. La taxe sur l'emballage est toujours $t_{\theta} = (1/\gamma - nu_G/u_h)g_{\theta}/q$, du cas (B), parce qu'elle est égale à zéro dans le cas (C). La taxe par unité d'output est aussi la somme des taux de taxe des cas (B) et (C), et peut être écrite comme $t_q = CMS_g \cdot g_q - p_r r_q - p t_{\rho} - \theta t_{\theta}$. Les deux premiers termes reflètent les coûts et les bénéfices d'une quantité supplémentaire éliminée et recyclée générée par une unité supplémentaire d'output. Les deux autres termes corrigent le prix de l'output des effets de la subvention sur la recyclabilité et de la taxe sur l'emballage.

3.4.5. Obligation de reprise des déchets par le producteur (Cas E)

L'idée est que les firmes auraient des motivations pour réduire l'emballage et la conception pour la recyclabilité si elles ont l'obligation d'éliminer tous leurs propres emballages et produits. Les firmes pourraient choisir d'utiliser moins de différents types de plastique et d'utiliser moins d'emballage à usage unique, si elles sont dans l'obligation de recycler leurs propres produits. Cette idée a été partiellement mise en œuvre dans le programme point vert en Allemagne⁸⁴ et en France (éco-emballage).

Cette proposition peut être illustrée avec quelques modifications dans le modèle. D'abord, Fullerton et Wu considèrent que le ménage ne paye pas pour l'élimination et le recyclage de leurs déchets, donc sa contrainte budgétaire change à :

$$k - k_h = (p_q + t_q)q. \tag{77}$$

L'obligation de reprise rend le producteur responsable de l'élimination et du recyclage de ses déchets, donc la fonction de profit de la firme devient :

⁸⁴ Les coûts de transaction pourraient devenir importants. En Allemagne, les fabricants ne reprendront pas les emballages eux-mêmes, mais ils cotisent au système « Duales System Deutschland DSD ». L'entreprise met un point vert sur leurs emballages et signe des contrats avec une entreprise de recyclage qui collecte tous les emballages ayant un point vert.

$$\pi = p_q q - k_q - (p_g + t_g)g - t_r r - q\rho t_\rho - q\theta t_\theta. \quad (78)$$

Les auteurs mettent tous les taux de ces taxes à zéro dans le cas d'obligation de reprise par le producteur afin de voir si des marchés privés correspondent à l'optimum social. Sinon, ils cherchent à trouver quel instrument fiscal complémentaire pourrait être nécessaire.

Dans cette fonction de profit, ils substituent la fonction de production des firmes de (q) et les technologies de génération de déchets solides $\mathbf{g} = \mathbf{g}(q, \rho, \theta)$ et $\mathbf{r} = \mathbf{r}(q, \rho)$. Ils ajoutent aussi que la contrainte (\mathbf{r}) générée par des ménages est la même que le (\mathbf{r}) qui entre dans la fonction de production. La firme maximise son profit sous cette contrainte et elle détermine la quantité de déchets et de recyclage qu'elle recevra par son choix de q, ρ , et θ . Puisque la firme arrive à utiliser le (\mathbf{r}) résultant de retour de production. Ils constatent qu'elle fait face à un prix fictif (le lagrangien sous la contrainte) égal à ce que le prix du marché aurait été ($p_r = f_r/f_k$ dans l'Éq. 73). Puisque la firme fixe aussi toutes les variables qui déterminent (\mathbf{g}) , elle fera face à tous les signaux corrects du marché si elle doit payer le coût marginal social d'élimination de déchets. En d'autres termes, l'optimalité exige que la firme paye $p_g = 1/\gamma$ et $t_g = -nu_G/u_h$. Les autres taxes égales à zéro.

Avec l'obligation de reprise, plus $t_g = -nu_G/u_h$, la firme a toutes les incitations. Cette solution n'exige pas de taxe supplémentaire sur l'emballage, de frais d'élimination du contenu, d'un standard de contenu recyclé, ou des subventions pour (*l'écoconception*) qui encouragerait la recyclabilité. Ces résultats sont intuitifs, l'obligation de reprise ne suffit pas puisque même si une firme paye le prix du marché pour l'élimination de déchet, elle ne prend pas en compte tous les coûts sociaux si $u_G = 0$.

3.4.6. Système de consigne (Cas F)

Seuls les prix relatifs affectent le comportement dans ce modèle d'équilibre général, donc une taxe sur une activité peut être équivalente à une combinaison de taxe et des subventions sur d'autres activités. Le choix entre ces politiques dépend de la combinaison la plus facile à être administrée et appliquée. Les redevances unitaires d'élimination du ménage dans le cas (A) exigeraient une mise en œuvre difficile d'une

réglementation anti-détournement illégal. Ce problème a été évité dans le cas (B) avec le même résultat optimal, en mettant la redevance d'élimination à zéro et en utilisant au lieu d'une taxe sur les emballages des firmes, la subvention à la recyclabilité et la taxe sur les outputs.

Le cas final ici est similaire au cas (B) où la redevance d'élimination est égale à zéro ($\mathbf{p}_g + \mathbf{t}_g = \mathbf{0}$), et les instruments sont destinés aux firmes au lieu aux ménages. Ici, l'hypothèse est que la subvention n'est pas réalisable pour la « recyclabilité ». Ce concept peut être difficile à évaluer quantitativement. Avec $\mathbf{t}_\rho = \mathbf{0}$, ce même résultat peut être de nouveau obtenu en utilisant une subvention pour le recyclage. La taxe optimale pour l'emballage dans le cas (B) est inchangée $\mathbf{t}_\theta = (\mathbf{1}/\gamma - \mathbf{nu}_G/\mathbf{u}_h)\mathbf{g}_\theta/q$, qui est égale au $\mathbf{CMS}_g \cdot \mathbf{g}_\theta/q$, le coût marginal d'élimination par unité d'output d'une variation de (θ) . Alors, la subvention pour le recyclage est $\mathbf{t}_r = (\mathbf{1}/\gamma - \mathbf{nu}_G/\mathbf{u}_h)\mathbf{g}_\rho/r_\rho$, ce qui est équivalent au $\mathbf{CMS}_g \cdot \mathbf{g}_\rho/r_\rho$. Finalement,

$$\mathbf{t}_q = \left(\frac{1}{\gamma} - \frac{\mathbf{nu}_G}{\mathbf{u}_h} \right) \left(\mathbf{g}_q - \frac{\mathbf{g}_\rho r_q}{r_\rho} - \frac{\theta \mathbf{g}_\theta}{q} \right),$$

qui est égale au $\mathbf{CMS}_g \cdot \mathbf{g}_q - r_q \mathbf{t}_r - \theta \mathbf{t}_\theta$. Le premier terme est positif et représente le coût d'élimination d'output, et le deuxième terme est positif et corrige le prix d'output pour la subvention de recyclage. Ce terme est le "deposit" dans un système de consigne : cette taxe sur l'output est rendue si le bien est recyclé. Seulement le troisième terme de cette taxe de l'output est négatif, elle corrige la taxe sur l'emballage.

Le "refund" est destiné pour encourager à recycler et à éviter l'élimination de déchets socialement coûteuse. Cependant, dans ce modèle le taux de la subvention dépend de (\mathbf{g}_ρ) et (r_ρ) , donc elle incite à l'écoconception. Des firmes à but lucratif modifient leurs conceptions en raison de la demande de recyclabilité par les consommateurs qui veulent obtenir la subvention des articles recyclés.

3.5. Matières premières hétérogènes et d'autres extensions

Fullerton et Wu considèrent plusieurs extensions de leur modèle de base. *Premièrement*, ils supposent que la fonction d'utilité dans l'Éq.(64) est modifiée pour

inclure un vecteur de matières premières (q_i), où $i = 1, \dots, m$. Chaque bien exige alors deux de ses propres attributs (ρ_i) et (θ_i), sa propre fonction de génération de déchets dans l'Éq.(62), sa propre fonction de génération de recyclage dans l'Éq.(63), et sa propre fonction de production dans l'Éq.(65). Dans le cas le plus simple, chaque output est produit en utilisant une quantité recyclée du même bien ("la boucle fermée" le recyclage). Des déchets totaux sont la somme de tous les déchets de biens de consommation, et chaque industrie peut faire face à ses propres taux fiscaux.

Cette extension consiste à garder la trace de plusieurs biens, mais les résultats sont remarquablement similaires à celles ci-dessus. Tant que seul le déchet total G entre dans l'utilité, les résultats de premier rang peuvent encore être obtenus par une simple redevance unitaire de déchets (cas A). Si le détournement illégal ou les coûts de collecte interdisent l'utilisation d'un prix ou d'une taxe par sacs de déchets, donc l'allocation du premier ordre peut toujours être réalisée (cas B), mais seulement en satisfaisant les conditions d'une importante information puisque la solution exige alors de nombreux instruments politiques. La taxe optimale sur l'emballage semble encore à $t_\theta = (1/\gamma - nu_G/u_h)g_\theta/q$, à l'exception des indices qui sont ajoutés à (q) et (g_θ). Toutes les autres taxes dans les cas précédents sont modifiées par l'ajout d'indices similaires. Ainsi, dans le cas B, chaque industrie aurait besoin d'une taxe unique sur l'emballage, une subvention à la recyclabilité et une taxe sur l'output. Ce point résulte compliqué mais a un avantage résultant de la règle de « l'obligation de reprise » (cas E), puisque chaque secteur traite seulement ses propres emballages et recycle ses propres produits.

La seconde extension du modèle serait de remplacer le recyclage en boucle fermée et permettrait à un bien d'être recyclé comme un input dans le processus de production de différents biens. Dans le modèle de [Dinan \(1993\)](#), une taxe sur l'utilisation de matières vierges par une industrie encourage cette industrie à utiliser l'input recyclé, mais elle n'encourage pas les autres industries à utiliser cet output comme input recyclé. De même, dans son modèle, la subvention au recyclage (cas F) devra être fournie à tous les utilisateurs possibles d'un bien recyclé. En revanche, la subvention au recyclage (dans les cas B, C et D) ne doit être fournie qu'au producteur original. Cependant, une question est de savoir si une sorte de "recyclabilité" ferait également de bien réutilisable dans toutes les autres industries.

La troisième extension suppose que le bien (m) a une toxicité différente. Les batteries dans les déchets des ménages sont plus nuisibles que la matière végétale. Dans ce cas, la fonction d'utilité doit être modifiée pour inclure un vecteur d'externalités négatives (et non juste une externalité de déchets totaux). Cette complication implique que l'optimum de premier ordre ne peut pas être réalisé par des simples redevances unitaires de déchets : des redevances différentes doivent s'appliquer à chaque composant des déchets des ménages. Ces différentes redevances d'élimination pourraient être impossibles à administrer. L'optimum dans ce modèle peut toujours être atteint par une taxe différentielle appropriée (*deposit*) sur chaque output et une subvention (*refund*) à toute personne qui le recycle, ou une subvention aux conceptions recyclables.

Dans une *quatrième extension*, le modèle pourrait être modifié pour considérer des juridictions hétérogènes. Les États pourraient se différencier en termes de richesses naturelles, de commercialisation des divers outputs, des biens recyclés et des types de déchets. Une institution avec des terrains abondants appropriés pour l'élimination des ordures facturerait des redevances d'élimination basses (Cas A) même en tenant compte des déchets d'importation et de tous les coûts sociaux d'élimination à cet endroit. Cependant, les frais d'élimination optimale seraient différents selon le lieu, si cette solution ne pouvait pas être reproduite par un système de taxe et des subventions sur la production de firmes comme dans le cas B.

Cinquièmement, le modèle pourrait tenir compte de l'altruisme par les ménages qui recyclent même sans compensation, tous simplement ils se sentent bien en préservant l'environnement. Cette modification réduirait vraisemblablement le niveau optimal d'intervention de politique, mais il pourrait rendre les politiques optimales plus compliquées.

Finalement, le modèle pourrait être étendu pour tenir compte de certaines possibilités. Les marchés pourraient être ajoutés pour considérer les permis négociables et d'autres contraintes de quantité qui pourraient être utilisés pour représenter les règlements de contrôle tels que la norme du contenu recyclé. Un modèle avec des modifications plus significatives, comme les autres taxes de distorsion qui pourraient être utilisées pour résoudre un système de second rang de la

perception des recettes des taxes et des subventions. Ou, le modèle pourrait être modifié pour représenter des ménages hétérogènes aux différents niveaux de revenu pour analyser les effets distributionnels de politique environnementale.

3.6. Conclusion et analyse du modèle

L'avantage de ce modèle d'équilibre général est qu'il englobe le cycle de vie entier de chaque produit : de la phase de conception, de production, de consommation et d'élimination. Il capture aussi chaque prix payé le long du processus, donc une taxe dans la phase de production ou de vente à une contrepartie équivalente dans la phase de consommation ou d'élimination. Les auteurs montrent des conditions où la solution efficace peut être obtenue, soit par une taxe « *aval* » sur l'élimination de déchets ou par une taxe équivalente « *amont* » sur les processus de production qui donnent lieu, ultérieurement, à des déchets.

Si les signaux du marché peuvent être corrigés par les frais d'élimination appropriées (Cas A), donc les consommateurs inciteront des firmes à utiliser moins d'emballages et concevoir des produits pour un recyclage ultérieur plus facile. Cependant, si les signaux du marché ne peuvent pas être corrigés de cette façon, alors le bien-être peut être amélioré par des politiques adressées aux firmes. La solution pourrait impliquer une subvention au recyclage (Cas F), ou si cela n'est pas possible, une subvention à la recyclabilité (Cas B, C et D). Dans le modèle élargi, des produits désagrégés de toxicité différente, des taxes sur les outputs séparées et les subventions au recyclage peuvent faire face à la génération dangereuse et non dangereuse de déchets.

La raison de comparer l'ensemble de ces options est que certains peuvent être mis en œuvre plus facilement que d'autres. L'application difficile des pénalités sur l'élimination illégale des ordures n'est pas nécessaire si le résultat équivalent peut être obtenu par une taxe (*deposit*) sur tous les outputs combinée avec une subvention (*refund*) sur toute élimination appropriée de déchets. En effet, les objections des municipalités de la redevance unitaire de collecte des déchets peuvent être motivées non par un manque d'appréciation de la rareté de l'espace dans les décharges, mais simplement par ces problèmes de mise en œuvre. Tous les frais pour les déchets

ménagers pourraient avoir à faire face à 100 millions d'unités contribuables, tandis que les instruments équivalents pourraient s'appliquer à un nombre des firmes très limité. Si la taxe en aval sur l'élimination des déchets ne peut pas être gérée efficacement, l'étude montre comment dériver la taxe équivalente en amont sur les emballages et les subventions au recyclage.

Après les travaux de [Fullerton et Wu \(1998\)](#) qui sont les premiers à aborder l'écoconception dans un modèle économique à travers le choix de quantité d'emballage et de degré de recyclabilité, plusieurs articles ont été consacrés à ce sujet [Eichner et Pethig, 2000 et 2001](#) ; [Calcott et Walls, 2000 et 2002](#) .

3.6.1. Eichner et Pethig (2000, 2001)

Dans leurs deux articles "*Corrective Taxation for curbing Pollution and Promoting Green Design and Recycling*", et "*Product Design and Efficient Management of Recycling and Waste Treatment.*" Eichner et Pethig développent un modèle d'équilibre général d'où la matière est extraite pour être utilisée en produisant un bien de consommation qui peut être recyclé et traité afin de réduire les dommages environnementaux. La matière est modélisée comme étant incarnée dans les outputs et constitue un aspect important dans la conception des produits. L'objectif est l'allocation efficace des flux des matières liés aux produits qui incitent à l'écoconception. Contrairement à Fullerton et Wu, Eichner et Pethig interprètent la conception par la composition du produit de différentes matières. Ils supposent explicitement que l'input de la matière fait partie de la production et considèrent la conception des produits en fonction de la matière incarnée par unité d'output appelée le contenu en matériau. Par conséquent, faire varier la teneur en matière implique de changer la conception des produits et que le design reste un attribut intrinsèque des résidus après la consommation. Le contenu en matériau de résidus, à son tour, augmente la productivité de recyclage et de cette manière que la question d'efficacité de l'écoconception d'un produit se pose. Les auteurs utilisent le facteur travail et les matières comme des inputs dans la production de bien de consommation d'où la matière vierge et la matière recyclée sont considérées comme des biens homogènes.

Le principal intérêt se révèle être sur le contenu en matériau du bien de consommation, le contenu en matériau des résidus de consommation, et le contenu en

matériau des déchets recyclés. Les auteurs prennent tout d'abord une situation de référence où le marché est concurrentiel. Plus précisément, les prix dépendent du contenu en matériau d'où cette dernière est une caractéristique du produit déposé. Donc, une conception efficace de produit est induite par des signaux de prix appropriés retransmis aux producteurs. Mais dans le cas de défaillance des marchés, les auteurs traitent la question des politiques qui peuvent corriger l'inefficacité due à cette défaillance. Eichner et Pethig analysent trois cas de défaillance du marché : premièrement, « absence du marché de recyclage de déchets » ; deuxièmement « absence de marché des résidus », et finalement « aucun marché avec des prix en fonction du contenu en matériau ». L'étude est axée sur la capacité des taxes ou des subventions à inciter à la conception efficace d'un produit. Dans le cas où le marché des résidus et/ou du recyclage échoue complètement, trois politiques correctives sont possibles :

- (A) Une redevance à deux parties est prélevée, une redevance par unité des résidus, et une redevance basée sur le contenu en matériau de résidus.
- (B) Une redevance par unité de résidus est prélevée dépend du contenu en matériau de résidus qui remplace le prix manquant.
- (C) Une redevance est prélevée par unité de matière incorporée dans les résidus.

La politique (A) nécessite deux redevances pour corriger la défaillance de marche. Cette politique est plus difficile à administrer que les politiques (B) et (C). Les auteurs montrent que l'efficacité d'une redevance fondée sur le contenu en matériau de résidus est qu'elle doit être personnalisée lorsque l'analyse est étendue à un nombre importants d'agents. Sinon les redevances uniformes sur tous les agents conduiraient à une distorsion. Par conséquent, les politiques (B) et (C) semblent être plus attractives, même si elles ont quelques inconvénients : Conformément à Eichner and Pethig (2001) la politique (B) n'est pas efficace dans une économie à multi-agents, à moins que des technologies spécifiques d'élimination et de recyclage qui sont également requis pour la politique (C) pour être efficace. Compte tenu de cette similitude, la redevance par unité de la politique (C) semble être plus facile à être administrer qu'un barème des taux d'une redevance qui varie en fonction de contenu en matériau de résidus. En conclusion, la politique (C) apparaît être recommandable et

les auteurs s'attendent à (i) que les effets de déplacement d'allocation de la technologie d'élimination et de recyclage simple à une technologie spécifique ne sont pas trop sévères et (ii) que l'utilisation du « contenu en matériau » comme une base d'imposition n'est pas trop compliqué et coûteux à administrer.

En fait, pour savoir que le contenu en matériau est utilisé comme base pour fixer les redevances perçus dans la gestion des déchets solides en pratiques, les auteurs ont examiné le cas « *Duales System Deutschland* » et montrent que les taxes prévues par ce dispositif ont tendance à être à base de contenu en matériau. Plus précisément, toutes les entreprises qui utilisent des emballages pour leurs biens de consommation (ici, le producteur du bien X) paye des redevances unitaires qui sont spécifiques par matériau et par poids d'emballage. En outre, les recycleurs (ou l'entreprise de tri dans le cas de DSD) reçoivent une subvention spécifique au matériau (issues de la recette du dispositif) qui est basée approximativement sur le contenu en matériau qui est suffisamment élevée pour couvrir la redevance due au traitement et au tri sélectif.

L'étude ne prend pas en considération le cas d'une concurrence imparfaite qui est une caractéristique importante dans le domaine du traitement des déchets solides puisque la dimension spatiale et les coûts de transaction associés sont susceptibles de créer des oligopoles locaux ou même des monopoles. C'est un sujet important pour de futures recherches afin d'étudier l'impact de la concurrence imparfaite sur la gestion efficace des ressources. Une autre limitation de l'étude est qu'elle exclut l'intégration verticale. Si, par exemple le traitement, le recyclage et le déchet sont effectués par une seule et même entreprise, la maximisation des profits permettant d'internaliser toutes les externalités, ce qui donne la teneur en matière efficace de recyclage des déchets. Sauf que l'intégration verticale n'est pas susceptible d'être la solution à tous les problèmes de gestion, du recyclage et de traitement des déchets.

3.6.2. *Calcott et Walls (2000)*

Dans l'article intitulé "*Policies to Encourage Recycling and "Design for Environment": What to do When Markets are Missing*", les auteurs développent un modèle d'équilibre général en intégrant l'extraction de la matière vierge, la production, la consommation, le recyclage et l'élimination. Les firmes utilisent deux

attributs de l'écoconception pour produire un output : le poids d'emballage et le degré de recyclabilité. Le modèle comporte trois agents : les producteurs, les consommateurs et les recycleurs. Les produits consommés sont soit entièrement recyclés soit non recyclés. Le degré de recyclabilité est supposé être inobservable (un indice qui varie selon les produits et détermine le coût de recyclage d'un produit).⁸⁵ Les marchés sont supposés être concurrentiels. Dans leur modèle, les dépôts (taxes) sont payés par les producteurs, et les remboursements (subventions) sont versés à des recycleurs, les ménages « *en aval* » ne sont pas directement imposés ou subventionnés. Les auteurs soutiennent que les options de diverses politiques sont irréalistes et montrent en absence d'un marché du recyclage qui fonctionne pleinement que le résultat d'optimum de premier rang ne peut plus être atteint. Donc, ils optent pour la solution de second rang. Ils montrent que le système de consigne continu d'être l'instrument qui permet d'atteindre l'optimum de second rang avec deux taux différents pour les taxes (*dépôt*), un taux qui s'applique aux produits recyclables et celui qui s'applique aux produits non recyclables. Ces résultats viennent d'appuyer davantage l'idée de «l'instrument en deux parties" avancée par Fullerton et Wolverton (2000) et la suggestion faite par Palmer, et al., (1997) que la consigne doit être placée «*en amont*» pour éviter de traiter les coûts de transaction avec les ménages.

3.6.3. Calcott et Walls (2002)

Dans leur article "*Waste, recycling, and design for environment : Roles for Markets and policy instruments*", les auteurs reviennent sur l'étude de Fullerton et Wu (1998) et Calcott et Walls (2000) de trois façons : *Premièrement*, contrairement à Fullerton et Wu, ils intègrent explicitement dans leur modèle un marché du recyclage. Les consommateurs rapportent certains produits utilisés à des recycleurs contre un prix. D'autres produits sont déposés directement dans les bacs de tri gratuitement. *Deuxièmement*, ils incluent des coûts de transaction sur le marché du recyclage (les études antérieures supposent que les marchés fonctionnent ou non) car il est difficile aux recycleurs de déterminer la valeur des produits de recyclage et de payer un prix sur la base de cette valeur. *Troisièmement*, les imperfections des marchés du recyclage peuvent se représenter par la possibilité que les matériaux soient mal triés par les

⁸⁵ Cette façon de traiter la recyclabilité est différente de celle de Fullerton et Wu (1998) qui ne traitent pas explicitement les coûts de recyclage.

consommateurs (recyclables et non recyclables). Le modèle développé par les auteurs intègre cinq étapes dans le cycle de vie d'un produit : L'extraction de matière vierge, la production, la consommation, le recyclage et l'élimination.

Ils adoptent une caractérisation simple et générale de la recyclabilité des produits. Le degré de recyclabilité du produit est représenté par un indice qui détermine le coût du recyclage du produit. Ce traitement de la recyclabilité diffère de celui de Fullerton et Wu (1998), qui l'interprètent comme la proportion de recyclage d'un produit qui peut être recyclé.⁸⁶ Chaque produit est soit entièrement recyclé ou non recyclé. Enfin, tous les biens reçus par les ménages pour le recyclage sont utilisés de nouveau par les producteurs comme des inputs pour la production. Les recycleurs sont supposés être des entreprises qui maximisent leurs profits. Ils collectent des articles pour le recyclage sans rembourser les consommateurs, mais peuvent aussi payer les consommateurs pour certains articles. Dans les deux cas, ils encourent des coûts de traitement, revendent aux producteurs, et peuvent recevoir une subvention du gouvernement. Ils supposent que le coût de transaction est supporté directement par le consommateur.

Calcott et Walls montrent qu'en intégrant explicitement les coûts de transaction dans le modèle, ils permettent aux marchés de fonctionner dans une certaine mesure. Ils constatent que les marchés jouent un rôle important en incitant à l'écoconception. En effet, le marché offre des incitations pour les producteurs afin de rendre leurs produits avec un niveau de recyclabilité plus élevé. Au-dessus d'un certain seuil, l'amélioration de la recyclabilité a de la valeur pour les recycleurs et les consommateurs, et cela peut se refléter dans les prix des produits. En même temps, les taxes et les subventions sont fixées par le gouvernement et fourniront des incitations aux producteurs pour fabriquer des produits suffisamment recyclables.

Les auteurs proposent que les décideurs puissent surmonter les coûts de transaction et mettre en œuvre un niveau socialement optimal de la recyclabilité des produits si les produits sont taxés en fonction des niveaux de leur recyclabilité. Ces taxes fourniraient les incitations que le marché ne peut pas fournir ou les fournissent à

⁸⁶ Les producteurs sont homogènes dans le modèle construit par Fullerton et Wu. Ils ne fournissent pas de traitement explicite du rôle des entreprises de recyclage ou de coûts de recyclage. Eichner et Pethig (2001) modélisent les coûts de recyclage, mais traitent la recyclabilité en proportion, dans ce cas, la proportion de la teneur en matériaux d'un produit qui est d'un type particulier.

un coût. Donc, l'optimum de premier rang est réalisable avec une combinaison de la taxe sur la production et une subvention au recyclage dans lequel les taux des taxes et des subventions varient en fonction de la recyclabilité des produits. Ceci est similaire au résultat de Fullerton et Wu. L'optimum de second rang nécessite la mise en œuvre d'une taxe sur les outputs en fonction de leur poids combinée avec une subvention au recyclage de même taux et une taxe d'élimination plutôt faible.

3.6.4. Walls et Palmer (2000)

Dans cet article "*Upstream Pollution, Downstream Waste Disposal, and the Design of Comprehensive Environmental Policies*", Walls et Palmer traitent les externalités environnementales dans le cycle de vie (en amont et en aval) via un modèle d'équilibre partiel afin de déterminer les politiques optimales. Ils supposent que toute taxe pigouvienne sur l'élimination de déchets est exclue en raison de la possibilité de détournements illégaux. Ensuite, quatre cas ont été examinés : la possibilité de mettre une taxe pigouvienne sur les externalités en amont, le cas où cette taxe est irréalisable, et deux autres cas. Le polluant en amont est soumis à l'un des deux types de normes réglementaires. Ils constatent qu'un seul instrument ne peut pas résoudre des problèmes multiples. Ainsi, ils constatent qu'il existe plusieurs façons d'atteindre l'optimum de premier rang. Si la taxe pigouvienne sur les polluants en amont est faisable, alors la taxe pigouvienne sur les émissions et la taxe sur les outputs combinées avec les subventions au recyclage vont générer l'optimum social. Si la taxe pigouvienne n'est pas réalisable, il existe d'autres taxes qui permettront d'atteindre l'optimum. Cette conclusion a été obtenue dans d'autres études, mais pas dans un modèle avec la pollution tout au long du cycle de vie (Fullerton et Kinnaman, 1995; Fullerton et Wolverton, 1997 ; Fullerton et Wu, 1998). Par ailleurs, ils constatent que les normes réglementaires en combinaison avec les taxes peuvent aussi atteindre l'optimum de premier rang. Si la norme est définie par unité d'input polluant, une taxe sur cet input est nécessaire. Si la norme est définie par unité de production, une taxe sur l'output est nécessaire. Ils constatent que plusieurs instruments politiques sont nécessaires pour traiter à la fois des externalités en amont et en aval. Ainsi, ils confirment un résultat dans l'économie que le nombre d'instruments politiques nécessaires doit être au moins autant que le nombre des objectifs à atteindre.

4. Modèle de Choe et Fraser (1999) : Effort de réduction à la source du consommateur

Le papier de Choe et Fraser (1999) fournit un modèle complet de politique de gestion des déchets ménagers incorporant la possibilité d'effort de réduction des déchets par les firmes, les ménages et par la voie d'élimination illégale. Quand l'effort de réduction de déchets des ménages est insignifiant, l'optimum du premier ordre peut être réalisé en utilisant les diverses combinaisons d'une taxe environnementale sur les firmes et une taxe sur la collecte des déchets pour les ménages. Cependant, quand l'effort de réduction de déchets des ménages est significatif et que l'optimum du premier ordre n'est pas réalisable, contrôler et sanctionner les détournements illégaux est nécessaire.

4.1. Présentation du modèle

Le modèle de Choe et Fraser est fondé sur trois agents : une firme, un ménage et un régulateur. Ils admettent, d'un côté, **une firme représentative concurrentielle** produit un bien de consommation avec la fonction de coût :

$$C(q, k) = (c + k)q \quad (79)$$

où q est la quantité de bien de consommation produite, $c > 0$ est le coût marginal (constant) de production, et $k \geq 0$ est le coût marginal encouru dans la réduction de la quantité de déchet *intrinsèque* au bien produit, par exemple, les emballages, les conteneurs, une substance toxique pour l'environnement.⁸⁷ La quantité de déchet intrinsèque au bien à la fin de l'étape de production est $\alpha(k)$, d'où $0 \leq \alpha(k) \leq 1$, $k \geq 0$, avec $\alpha' < 0$, et $\alpha'' > 0$. À savoir que α est la fraction du bien de consommation qui devrait être éliminée si la firme n'a pas fait l'effort de réduire ses déchets à la source.

D'un autre côté **un ménage représentatif** a une fonction d'utilité :

⁸⁷ Par exemple, plus de k pourrait correspondre à plus de recyclage et / ou faible teneur en emballage d'un produit. La modélisation détaillée de ce sujet a été présentée dans Fullerton et Wu (1998).

$$U(\mathbf{q}, \mathbf{e}, \mathbf{y}) = \mathbf{u}(\mathbf{q}) - \mathbf{v}(\mathbf{e}) - \mathbf{y}, \quad (80)$$

où \mathbf{e} est le niveau d'effort effectué par le ménage pour réduire les déchets à la source, $\mathbf{e} \in [0, \bar{\mathbf{e}}]$, et (\mathbf{y}) est le coût monétaire d'élimination des déchets. Il est supposé que $\mathbf{u}' > 0$, $\mathbf{u}'' < 0$, $\mathbf{v}' > 0$, $\mathbf{v}'' > 0$, et $\mathbf{v}(0) = 0$. L'effort de réduction à la source de déchets des ménages est l'effort consacré à la réduction physique et à l'élimination des déchets comme l'achat des équipements de compostage pour les déchets d'alimentation, ainsi que le temps et l'effort consacré pour trier ou composter les déchets. La quantité de déchet du ménage après la consommation est représentée par la fonction de déchet $\mathbf{w}[\alpha(\mathbf{k})\mathbf{q}, \mathbf{e}]$, avec $\mathbf{w}_1 > 0$, $\mathbf{w}_2 < 0$, et $\mathbf{w}[\alpha(\mathbf{k})\mathbf{q}, 0] = \alpha(\mathbf{k})\mathbf{q}$ où les indices \mathbf{w}_1 et \mathbf{w}_2 dénotent les dérivées partielles. Sans effort de réduction de déchet du ménage, la quantité de déchet après la consommation est égale à la quantité intrinsèque de la production. La quantité de déchet du ménage augmente avec la quantité de déchet produite et diminue avec l'effort effectué par le ménage pour réduire les déchets.⁸⁸ Le ménage peut éliminer des déchets soit légalement ou par des méthodes illégales. La fraction de déchet du ménage illégalement éliminé est dénotée (\mathbf{f}). Ainsi, l'impact environnemental final de déchet du ménage dépend de trois éléments, le coût pour réduire la quantité de déchet intrinsèque au bien (\mathbf{k}), l'effort du ménage de réduire à la source le déchet (\mathbf{e}), et la quantité de déchet du ménage éliminée illégalement (\mathbf{f}).

Si le ménage élimine illégalement les déchets, donc le coût par unité de déchet pour le ménage est (δ) et le coût environnemental par unité est (ϵ) pour que le coût social total par unité de déchet éliminée illégalement soit $\delta + \epsilon$. Si le ménage élimine légalement les déchets, donc le **régulateur** porte le coût par unité de déchet à (γ) (par exemple, collecte et tri de déchet, incinération, opérations d'enfouissements et le coût social et environnemental d'élimination légale). Sauf, si le ménage est directement chargé pour l'élimination légale de déchet, cette dernière est supposée être une activité gratuite pour entreprendre.⁸⁹ Il est supposé que le coût d'élimination légale de déchets est plus élevé que le coût privé d'élimination illégale, mais plus bas que le coût social

⁸⁸ Sinon une formulation plus générale peut être adoptée $\mathbf{w}(\mathbf{q}; \mathbf{e}; \mathbf{k})$ d'où $\mathbf{w}\mathbf{q} > 0$, $\mathbf{w}\mathbf{e} < 0$; et $\mathbf{w}\mathbf{k} < 0$.

⁸⁹ Les auteurs ne considèrent pas les coûts, le temps et les efforts consacrés pour le tri, le recyclage ou le transfère à des sites de pesage, bien que ces coûts peuvent facilement être inclus sans changer les résultats qualitatifs de l'étude.

de l'élimination illégale, c'est-à-dire $\delta < \gamma < \delta + \epsilon$. Cette hypothèse semble non seulement raisonnable, mais rend aussi toute la question de la réglementation de la gestion des déchets non triviale.

Le régulateur peut contrôler l'effort de réduction de déchet de la firme dans le processus de production, il observe et vérifie gratuitement $\alpha(k)q$.⁹⁰ Ainsi, le régulateur peut fixer un montant pour $\alpha(k)q$ sans contrôler directement la quantité (k) dépensée. Un tel montant peut être interprété comme une taxe environnementale sur la firme basée sur le contenu de déchet d'un produit. De même, le régulateur peut contrôler l'élimination illégale par le ménage (à un certain coût) mais pas l'effort de réduction de déchet à la source. Le régulateur peut quantifier les déchets éliminés légalement par le ménage, $(1 - f)w[\alpha(k)q, e]$ tout en surveillant et en quantifiant les déchets éliminés illégalement avec (π) la probabilité de surprendre l'élimination illicite de déchets et ($m\pi$) le coût de surveillance associé avec $m > 0$.⁹¹ Ainsi, la surveillance de régulateur est identifiée par le choix de π .

Le modèle décrit ci-dessus est de nature un problème de second rang dans la mesure où l'élimination illégale des déchets ménagers doit être contrôlée au coût supplémentaire. Cependant, il est possible d'exclure la nécessité de contrôler s'il n'y a aucune portée pour le ménage pour réduire à la source ses déchets après la consommation.

S'il n'y avait pas d'effort de réduction à la source des déchets ménagers, alors l'optimum de premier rang est garanti par : l'égalité entre l'utilité marginale et le coût marginal social de la consommation $u'(q) = c + k + \gamma\alpha(k)$; par l'égalité entre le coût marginal et les bénéfices sociaux marginaux de l'effort de réduction des déchets à la source des firmes ($k = -\gamma\alpha'(k)q$), et par l'élimination légale des déchets ($f = 0$). Les auteurs considèrent une allocation d'équilibre dans le mécanisme de marché décentralisé où le régulateur utilise la combinaison d'une taxe environnementale par unité (t) perçue sur les entreprises $\alpha(k)q$ et une redevance par unité de déchets collectée prélevée sur l'élimination légale des déchets par le ménage. Suite aux

⁹⁰Cette hypothèse ne semble pas être contraignante. Beaucoup d'entreprises respectueuses de l'environnement divulguent des informations pertinentes sur leurs produits. La comptabilité environnementale ou d'un produit prescrit sur les étiquettes est aussi une façon pour obtenir des informations.

⁹¹ Ici, la probabilité dépend de la quantité d'élimination illégale.

résultats de Fullerton et Wu (1998), il peut être démontré que l'optimum de premier rang peut être réalisé sur le marché décentralisée par le biais de diverses combinaisons de t et τ tel que $t + \tau = \gamma$ et $\tau \leq \delta$.⁹² Il existe dans ce cas un continuum de politiques de premier rang, allant de $(t = \gamma, \tau = 0)$ à $(t = \gamma - \delta, \tau = \delta)$. Cependant, la présence de l'effort de réduction à la source des déchets ménagers mène à deux modifications de ce résultat. Premièrement, il réduit la flexibilité de choix des politiques, comme la redevance de collecte des déchets prévoit des incitations compensatoires au ménage. Deuxièmement et plus important encore, il rend l'optimum de premier rang non réalisable. Ce problème sera exposé dans le point suivant.

4.2. Politiques optimales de second rang

Les auteurs commencent de montrer que l'optimum de premier rang ne peut être atteint grâce à un mécanisme de marché décentralisé. En raison de l'hypothèse $\gamma < \delta + \epsilon$, l'optimum de premier rang consiste à éliminer légalement tous les déchets des ménages, c'est-à-dire $f = 0$. Ainsi, la maximisation de surplus total du planificateur social $u(q) - v(e) - (c + k)q - \gamma w[\alpha(k)q, e]$ sous contrainte de (q, e, k) conduisent aux conditions de premier ordre :

$$u'(q) = c + k + \gamma \alpha(k) w_1[\alpha(k)q, e], \quad (81)$$

$$v'(e) = -\gamma w_2[\alpha(k)q, e], \quad (82)$$

$$\gamma \alpha'(k) w_1[\alpha(k)q, e] = -1, \quad (83)$$

Ensuite, ils considèrent un mécanisme de marché décentralisé où le régulateur utilise la combinaison de la taxe environnementale par unité (t) sur la firme et une redevance unitaire sur la collecte des déchets (τ) sur les ménages. p est le prix du bien de consommation, la firme maximise son profit par $p q - (c + k)q - t \alpha(k)q$ sous contrainte de (q, k) qui donnent les conditions de premier ordre.

$$p = c + k + t \alpha(k), \quad (84)$$

⁹² L'inégalité $\tau \leq \delta$ est nécessaire pour éviter l'élimination illégale des déchets.

$$\frac{\partial p}{\partial k} q - q - t\alpha'(k)q = 0. \quad (85)$$

Dans l'Éq. (85), le terme $\partial p / \partial k$ reflète le fait que les firmes font face à une "demande" pour (k) qui se reflète dans le prix (p) que les consommateurs sont prêts à payer.

Choe et Fraser analysent ensuite le problème d'optimisation du ménage en supposant une élimination légale de déchets qui sera le cas si $\tau \leq \delta$. Le ménage maximise l'utilité $u(q) - v(e) - pq - \tau w[\alpha(k)q, e]$ sous contrainte de (q, e, k) , qui conduisant aux conditions de premier ordre.

$$u'(q) = p + \tau\alpha(k)w_1[\alpha(k)q, e], \quad (86)$$

$$v'(e) = -\tau w_2[\alpha(k)q, e], \quad (87)$$

$$-\frac{\partial p}{\partial k} q - \tau\alpha'(k)qw_1[\alpha(k)q, e] = 0, \quad (88)$$

d'où le terme $\partial p / \partial k$ dans l'Éq. (88) reflète le fait que les ménages font face à une "offre" de (k) qui se reflète dans le prix (p) que les firmes sont disposées à vendre.

Les auteurs remplacent les Éqs. (84) et (85) dans les Éqs. (86) et (88) puis ils les comparent avec les Éqs. (81) à (83). Il est évident que l'optimum de premier rang peut être réalisé à travers le mécanisme du marché décentralisé si et seulement si $t = 0$ et $\tau = \gamma$, où (γ) est le coût social de l'élimination légale des déchets. Cependant, $\tau = \gamma$ viole l'hypothèse $\tau \leq \delta$ puisque $\gamma > \delta$. Autrement dit, la taxe sur la collecte des déchets nécessaire pour réaliser le niveau optimum de premier rang de l'effort de réduction à la source des déchets ménagers est trop élevée pour inciter à l'élimination légale des déchets en même temps.

Le problème de second rang nécessite que le régulateur ait des instruments politiques supplémentaires pour contrôler et suspendre l'élimination illégale de déchets par les ménages. Rappelons que la surveillance a été identifiée avec le choix de la probabilité π qui capture l'élimination illégale des déchets. Comme le ménage est supposé être neutre aux risques de revenu. Ainsi que la taille de la pénalité sur l'élimination illégale de déchets et les coûts de surveillance peuvent être échangés les uns contre les autres, donc, toute politique optimale fixera la pénalité à sa valeur

maximale. Une telle pénalité maximum par unité est désignée par (ϕ) , qui est supposé être exogène. Il sera également supposé que $\phi \geq \epsilon$. Autrement dit, la pénalité pour l'élimination illégale de déchets est plus élevée que le coût marginal de l'environnement de l'élimination illégale des déchets. Le régulateur devrait mettre en œuvre l'élimination des déchets soit légale ou illégale en dépendant des coûts d'incitation à l'élimination légale par rapport à ses avantages ou ses bénéfices. Dans ce cas, les ménages sont identiques et il n'est pas difficile de montrer que l'élimination légale des déchets est toujours l'optimum de second rang, et donc il permet de se limiter sur les politiques telles que $\delta + \pi\phi = \tau$.⁹³

Pour simplifier l'analyse plus loin, Choe et Fraser supposent que la fonction de production de déchets est donnée par $w[\alpha(k)q, e] = \max\{0, \alpha(k)q - pe\}$ avec $p > 0$, où (p) est la réduction marginale des déchets qui correspond à l'effort des ménages. Avec les restrictions appropriées sur $\alpha(k), p$, et la désutilité de l'effort de réduction des déchets $v(e)$, les auteurs se concentrent uniquement sur la partie continue de la fonction de déchets. Dans cette fourchette, l'effort de la réduction à la source des ménagers est la réduction marginale des déchets constante de (p) unités, quelle que soit la quantité totale de déchets à la fin de production.⁹⁴ Avec cette hypothèse, les dérivées partielles dans les équations (81) à (88) ci-dessus sont simplifiées avec $w_1 = 1$ et $w_2 = -p$.

⁹³ Les auteurs font l'hypothèse que le régulateur met en œuvre l'élimination des déchets légalement en choisissant (τ, π) tels que $\delta + \pi\phi > \tau$. Ceci n'est pas optimal, car le régulateur peut réduire la quantité de (π) pour la même quantité (τ) jusqu'à ce que $(\delta + \pi\phi)$ est égale à (τ) , lorsque le ménage est indifférent entre l'élimination des déchets légalement et illégalement. Comme il est courant dans la littérature sur la régulation, l'hypothèse est que le ménage, en cas d'indifférence, choisit le comportement d'élimination désiré par le régulateur. Cette réduction dans (π) ne change pas le choix des ménages de (q, e) mais conduit à des faibles coûts de contrôle. Ainsi, à n'importe quelle politique optimale mettant l'élimination des déchets légalement, la probabilité des frais de contrôle et de collecte des déchets seront choisis de telle sorte que $\delta + \pi\phi = \tau$. Dans le cas de la mise en œuvre d'élimination illégale de déchets, il est optimal de mettre $\pi = 0$ et $\tau = \delta$ de tels sorte que le frais de contrôle est égal à zéro. Il s'agit d'un cas limite du problème (89) ci-dessous. Parce que $\delta + \epsilon > \gamma$, et parce que la solution au problème des ménages est le même quelle que soit la méthode d'élimination (donnée $\pi = 0$ et $\tau = \delta$), la solution limite de l'élimination légale des déchets aboutit à un surplus plus élevé que la solution limite de l'élimination illégale. Par conséquent, la solution au problème (89) de la mise en œuvre d'élimination légale des déchets aboutit à un excédent plus élevé que toute politique de mise en œuvre de l'élimination illégale des déchets. (Cependant, cela ne peut plus être le cas si les ménages ont des coûts privés différents de l'élimination illégale de déchets.)

⁹⁴ Pour toute l'analyse à suivre, il suffit de supposer que la dérivée partielle de la fonction de déchets est nulle, c'est-à-dire $w_{12} = 0$.

Les auteurs définissent tout d'abord la façon dont l'effort de réduction des déchets à la source des firmes et le prix d'un bien de consommation changent à l'équilibre en réponse à une politique. Comme la demande et l'offre de (\mathbf{k}) doivent correspondre à l'équilibre, donc $(\mathbf{t} + \boldsymbol{\tau})\boldsymbol{\alpha}'(\mathbf{k}) + \mathbf{1} = \mathbf{0}$ dans l'Éqs. (85) et (88) ci-dessus et avec les instruments de $(\mathbf{t}, \boldsymbol{\tau})$, on a :

$\partial \mathbf{k} / \partial \mathbf{t} = \partial \mathbf{k} / \partial \boldsymbol{\tau} = \left(\left(\boldsymbol{\alpha}'(\mathbf{k}) \right)^2 / \boldsymbol{\alpha}''(\mathbf{k}) \right) > \mathbf{0}$. Une taxe environnementale plus élevée pour les firmes et une redevance plus élevée de collecte des déchets pour les ménages en même temps conduisent à la même augmentation de l'effort de réduction à la source des déchets par les firmes. Dans ce sens, ces deux instruments de politique peuvent être considérés substituables dans la mesure où l'effort des firmes pour la réduction des déchets est concerné. La raison est que l'existence de la rétroaction de la consommation aux décisions de la production en exigeant des produits en teneur des déchets spécifiques.

Ensuite, la différentiation de prix d'équilibre donné dans l'Éq (84) et l'utilisation de $(\mathbf{t} + \boldsymbol{\tau})\boldsymbol{\alpha}'(\mathbf{k}) + \mathbf{1} = \mathbf{0}$, donne :

$$\partial \mathbf{p} / \partial \mathbf{t} = (\partial \mathbf{k} / \partial \mathbf{t}) (\boldsymbol{\tau} / \mathbf{t} + \boldsymbol{\tau}) + \boldsymbol{\alpha}(\mathbf{k}) > \mathbf{0} \quad \text{et}$$

$$\partial \mathbf{p} / \partial \boldsymbol{\tau} = (\partial \mathbf{k} / \partial \boldsymbol{\tau}) (\boldsymbol{\tau} / \mathbf{t} + \boldsymbol{\tau}) > \mathbf{0} .$$

Ainsi, une taxe environnementale plus élevée pour les firmes ou une redevance plus élevée de collecte de déchets pour les ménagers va entraîner une augmentation du prix d'équilibre du bien de consommation. Cependant, l'augmentation des prix est plus importante pour la taxe environnementale sur la firme. La raison est que la taxe environnementale affecte le prix d'un bien de consommation à travers deux canaux: le premier terme $\partial \mathbf{p} / \partial \mathbf{t}$ qui peut être considéré comme l'effet indirect sur les prix par les changements dans (\mathbf{k}) tandis que le deuxième terme reflète l'effet direct. Ces résultats seront exposés ci-après.

Les auteurs proposent deux lemmes :

Lemme 1. À l'équilibre du marché décentralisé avec des instruments de politique (t, τ)

$$\partial k / \partial t = \partial k / \partial \tau = \left(\left(\alpha'(k) \right)^2 / \alpha''(k) \right) > 0$$

$$\partial p / \partial t = (\partial k / \partial t) (\tau / t + \tau) + \alpha(k) > 0, \quad \text{et}$$

$$\partial p / \partial \tau = (\partial k / \partial t) (\tau / t + \tau) > 0$$

La condition d'équilibre pour k donnée par $(t + \tau)\alpha'(k) + 1 = 0$ et par le prix dans l'Éq. (84) résume complètement la réponse des firmes à une politique. Pour l'analyse d'une politique optimale du second rang, il reste à décrire la réponse des ménages. Comme précisé précédemment, la contrainte $\delta + \pi\phi = \tau$ conduit les ménages à choisir l'élimination légale des déchets. En outre, étant donné que π affecte seulement la décision d'élimination des ménages et est fixé tels que $\delta + \pi\phi = \tau$, la solution du problème d'optimisation des ménages est désignée par $q(t, \tau)$ et $e(t, \tau)$.

Lemme 2. Les politiques sont telles que le ménage choisit $f = 0$. Alors

$$\partial q(t, \tau) / \partial t = \partial q(t, \tau) / \partial \tau = \alpha(k) / u''(q) < 0,$$

$$\partial e(t, \tau) / \partial t = 0,$$

$$\partial e(t, \tau) / \partial \tau = p / v''(e) > 0$$

Le lemme 2 peut-être interprété par une augmentation de la taxe environnementale sur les firmes qui augmentera le prix du bien de consommation et conduira à une diminution de la consommation, donc $\partial q(t, \tau) / \partial t < 0$. Comme une diminution de la consommation résultant d'une augmentation de la taxe environnementale ne modifie pas le bénéfice marginal de l'effort de réduction à la source des déchets, l'effort de réduction à la source des déchets n'est pas affecté, d'où $\partial e(t, \tau) / \partial t = 0$. Une augmentation de la redevance de collecte de déchets augmentera le coût marginal de consommation, une unité supplémentaire de déchets provenant de la consommation doit être éliminée à un coût plus élevé,⁹⁵ d'où

⁹⁵ Notez que le coût total pour le consommateur est le même. Dans un cas, le coût est reflété dans tous les prix (qui couvrent le coût de la réduction des déchets et la taxe payée par la firme). Dans l'autre cas, le prix ne reflète que le coût de la réduction des déchets par la firme, mais le ménage paye les frais d'élimination des déchets en plus d'un prix plus élevé.

$\partial q(\mathbf{t}, \tau)/\partial \tau < \mathbf{0}$. Finalement, une augmentation de la redevance sur la collecte de déchet augmente l'effort de réduction à la source de déchets et une augmentation de bénéfice marginal de l'effort, d'où $\partial e(\mathbf{t}, \tau)/\partial \tau > \mathbf{0}$.

Le problème d'optimum de second rang peut désormais être déclaré. En notant l'équilibre \mathbf{k} par $\mathbf{k}(\mathbf{t}, \tau)$ et l'utilisation $\delta + \pi\phi = \tau$ pour remplacer π par $(\tau - \delta)/\phi$, la politique d'optimum de second rang est la solution de la maximisation de surplus $S(\mathbf{t}, \tau)$, dans

$$\begin{aligned} \text{Max}_{(\mathbf{t}, \tau)} S(\mathbf{t}, \tau) \equiv \\ \mathbf{u}[q(\mathbf{t}, \tau)] - \mathbf{v}[e(\mathbf{t}, \tau)] - [\mathbf{c} + \mathbf{k}(\mathbf{t}, \tau)]q(\mathbf{t}, \tau) - \gamma\{\alpha[\mathbf{k}(\mathbf{t}, \tau)]q(\mathbf{t}, \tau) - \\ \mathbf{p}e(\mathbf{t}, \tau)\} - \mathbf{m}\left(\frac{\tau - \delta}{\phi}\right) \end{aligned} \quad (89)$$

sous contraintes de $\delta \leq \tau \leq \delta + \phi$ et $(\mathbf{t} + \tau)\alpha'[\mathbf{k}(\mathbf{t}, \tau)] + \mathbf{1} = \mathbf{0}$

Dans le problème ci-dessus, $\delta \leq \tau \leq \delta + \phi$ est nécessaire pour garantir $\mathbf{0} \leq \pi \leq \mathbf{1}$, et la deuxième contrainte est la condition d'équilibre pour $\mathbf{k}(\mathbf{t}, \tau)$.

Proposition 1. *L'exécution de la politique optimale de second rang d'élimination légale des déchets par le ménage prend l'une des deux formes suivantes :*

- (i) Si $\gamma - (\mathbf{m}\mathbf{v}''(\mathbf{e})/\mathbf{p}^2\phi) > \delta$ alors
- $$\begin{aligned} \tau &= \gamma - (\mathbf{m}\mathbf{v}''(\mathbf{e})/\mathbf{p}^2\phi), \\ \mathbf{t} &= \mathbf{m}\mathbf{v}''(\mathbf{e})/\mathbf{p}^2\phi \\ \pi &= \tau - \delta/\phi ; \end{aligned}$$
- (ii) Si $\gamma - (\mathbf{m}\mathbf{v}''(\mathbf{e})/\mathbf{p}^2\phi) \leq \delta$, alors
- $$\begin{aligned} \tau &= \delta, \\ \mathbf{t} &= \gamma - \delta, \\ \pi &= \mathbf{0}. \end{aligned}$$

Un certain nombre de remarques peuvent être faites au sujet de la proposition 1. *Premièrement*, la redevance sur la collecte des déchets ménagers (τ) est plus grande que le coût privé de l'élimination illégale (δ), mais strictement plus petite que le coût de l'élimination l'égale des déchets ($\delta \leq \tau < \gamma$). *Deuxièmement*, la taxe environnementale sur les firmes est strictement positive et elle est égale à la différence entre le coût d'élimination légale des déchets et les frais de collecte d'ordures ménagères ($\mathbf{0} < \mathbf{t} = \gamma - \tau$). Ainsi, la totalité du coût d'élimination légale des déchets

est divisée en (τ) et (t) , comme ce fut le cas sans effort de réduction à la source des déchets ménagers. Cependant, il y a dans ce cas le coût supplémentaire de contrôle de l'élimination illégale de déchets. *Troisièmement*, le choix des instruments de politique n'est plus aussi souple comme c'était le cas sans effort de réduction à la source des déchets ménagers. Il a été soutenu dans les points précédents que sans effort de réduction à la source des déchets ménagers, l'optimum de premier ordre peut être obtenu par des combinaisons de (t) et (τ) tel que $t + \tau = \gamma$ et $\tau \leq \delta$. Ainsi, le décideur a la flexibilité de choisir une combinaison quelconque de ces instruments en fonction des circonstances. Une telle souplesse n'existe plus dans le cas de présence de l'effort de réduction des déchets ménagers. *Quatrièmement* liée au troisième point, le choix entre l'optimum intérieur (cas (i)) et de la limite optimale (cas (ii)) dépend de divers paramètres exogènes du modèle. Par exemple, si le coût de contrôle de l'élimination illégale de déchets (m) est trop élevé, au cas où la pénalité pour le détournement illégal (ϕ) ne peut pas être fixée assez haute, ou si le bénéfice de l'effort de réduction des déchets des ménages (p) est relativement faible, alors une politique optimale est susceptible d'être celle d'une redevance minimale de collecte des déchets dans la solution du cas (ii).

La proposition ci-dessus peut être comparée à celle de [Fullerton et Wu \(1998\)](#). Lorsque la quantité de déchets est indépendante de l'effort de réduction à la source des ménages, il est possible d'avoir une redevance nulle (ne pas taxer) sur l'élimination légale des déchets, si l'effort de réduction à la source des ménages a été pris en compte. Cette politique est l'une des nombreuses combinaisons et qui permet d'atteindre l'optimum de premier rang, elle est comme la seule politique nécessaire pour mettre l'accent sur l'effort de réduction des déchets de la firme tout en veillant à l'élimination légale des déchets par le ménage. Si la quantité de déchets peut être réduite par l'effort des ménages, alors la politique optimale inclut une redevance positive de collecte des déchets sur les ménages afin de fournir des incitations appropriées pour l'effort de réduction à la source des déchets. Cette redevance peut induire des détournements illégaux et peut-être avoir besoin d'être accompagnée d'un contrôle de ces détournements illégaux. La baisse de la redevance de la collecte des déchets peut réduire le coût de contrôle, mais elle peut aussi réduire les incitations des ménages à l'effort de réduction à la source des déchets. Comme les coûts de contrôle

peuvent être réduits à zéro en mettant $\tau = \delta$ tout en induisant l'élimination légale des déchets par le ménage, $\tau = \delta$ est la limite inférieure de la redevance de collecte à domicile. D'autre part, imposer la totalité du coût d'élimination légale des déchets (γ) sur les ménages peut exiger des coûts de contrôle trop élevés. Au lieu de cela, le régulateur peut indirectement taxer les ménages grâce à la taxe environnementale sur les firmes. Cependant, cette taxe n'est pas directement taxée sur les déchets ménagers, ce qui limite son efficacité par rapport à la redevance directe de collecte des déchets. *Finalemment*, une politique optimale de gestion des déchets se caractérise par une taxe environnementale positive sur les firmes, une redevance de collecte des déchets sur les ménages (situé entre le coût privé de l'élimination illégale de déchets et le coût social de l'élimination légale des déchets), et un contrôle nécessaire pour soutenir ces deux instruments pour inciter au respect des ménages à l'élimination légale des déchets.

Il ressort clairement du problème d'optimisation des ménages que le choix optimal des (e) est indépendant de γ, m et ϕ , tant que le ménage se conforme à l'élimination légale des déchets. La proposition suivante suit immédiatement la Proposition 1.

Proposition 2. *Pour l'exécution de la politique optimale de second rang pour une élimination légale des déchets par les ménages :*

(i) *Une taxe optimale de l'environnement sur les firmes est :*

- croissante avec le coût d'élimination légale des déchets ($\partial t / \partial \gamma \geq 0$),
- décroissante avec la taille de la pénalité pour l'élimination illégale de déchets ($\partial t / \partial \phi \leq 0$),
- et croissante avec le coût de la surveillance ($\partial t / \partial m \geq 0$).

(ii) *Une redevance optimale de collecte des déchets sur les ménages est :*

- croissante avec le coût d'élimination légale des déchets ($\partial \tau / \partial \gamma \geq 0$),
- croissante avec la taille de la pénalité pour l'élimination illégale de déchets ($\partial \tau / \partial \phi \geq 0$),
- et décroissante avec le coût de la surveillance ($\partial \tau / \partial m \leq 0$).

(iii) *Une probabilité optimale de la surveillance d'élimination illicite de déchets est :*

- croissante dans le coût d'élimination légale des déchets ($\partial\pi/\partial\gamma \geq 0$)
- décroissante avec la taille de la pénalité pour l'élimination illégale de déchets ($\partial\pi/\partial\phi \leq 0$),
- et décroissante avec coût de la surveillance ($\partial\pi/\partial m \leq 0$).

Aussi évident que cela puisse être, la proposition 2 a d'importantes implications politiques. Un coût plus élevé du contrôle rend l'élimination légale des déchets plus coûteuse et qui doit être compensée par une redevance basse sur la collecte de déchets. Pour compenser la redevance réduite de collecte des déchets nécessaire à l'élimination légale des déchets, une taxe plus élevée de l'environnement sur les firmes est nécessaire. La taille de la pénalité pour l'élimination illégale de déchets joue un rôle exactement inverse de celui du coût de contrôle. Si la pénalité d'élimination illicite de déchets est suffisamment élevée, alors la redevance de collecte des déchets ne doit pas être trop basse afin d'éviter l'élimination illégale des déchets. Un message clair se ressort : une taxe optimale de l'environnement à la vente des biens des firmes devrait tenir compte de l'effet d'une telle taxe sur les décisions des ménages de l'élimination ultérieure des déchets.

4.3. Résumé et Discussion

L'article de [Choe et Fraser \(1999\)](#) analyse un modèle global de la politique de gestion des déchets ménagers. Il s'articule autour de la possibilité de l'effort de réduction à la source des déchets par les firmes, les ménages et par l'élimination illégale de déchets. Le régulateur choisit une taxe environnementale sur les firmes, une redevance pour la collecte des déchets sur les ménages, un contrôle et une pénalité de l'élimination illégale de déchets par les ménages. Lorsque l'effort de réduction des déchets ménagers n'est pas significatif, l'optimum de premier rang peut être réalisé en utilisant différentes combinaisons de taxes environnementales et de redevance pour la collecte des déchets, sans qu'il soit nécessaire de surveiller l'élimination illégale des déchets. Toutefois, si l'effort de réduction des déchets ménagers est significatif, l'optimum de premier rang est irréalisable et nécessite explicitement de contrôler l'élimination illégale des déchets. La raison est que la redevance pour la collecte des

déchets ménagers joue un double rôle : une redevance plus élevée incite plus les ménages à la réduction des déchets et en même temps à l'élimination illégale des déchets. Il en résulte des politiques optimales de second rang tel qu'une combinaison d'une taxe pour la collecte des déchets strictement positive sur le ménage, une surveillance explicite de l'élimination des déchets illégaux, et une taxe environnementale strictement positive sur la firme. Une leçon générale de cette étude est que toute politique de gestion des déchets complète doit prendre en compte la nature interdépendante de la production et d'élimination de déchets, ou ses recommandations de politique pourraient être trompeuses.

D'après le modèle de base de Choe et Fraser avec un ménage représentatif unique, une politique optimale réalise toujours l'élimination légale des déchets. Cela peut ne pas être très réaliste, compte tenu en particulier de la nature du problème de second rang où le contrôle explicite de l'élimination illégale de déchets est nécessaire. Étant donné que la pénalité d'élimination illégale de déchets est fixée de manière exogène, si elle est optimale pour écarter toute élimination illégale de déchets qui dépend entièrement des coûts de contrôle nécessaires pour induire une telle conformité. Une extension du modèle actuel pourrait décrire ce scénario plus plausible. Par exemple, supposons qu'un continuum de ménages ont des coûts privés de l'élimination illégale, mais sont identiques à tous autres égards. Pour un ensemble d'instruments de politique non discriminatoire, les auteurs identifient un ménage seuil qui est indifférent entre l'élimination des déchets légale et illégale. Les ménages dont les coûts privés de l'élimination illégale sont inférieurs à ceux du ménage seuil vont tous éliminer leurs déchets de manière illégale, tandis que le reste se conformera à l'élimination légale des déchets. Lors d'une politique optimale, le ménage seuil est déterminé de façon endogène, donc la quantité de déchets est éliminée illégalement. Inutile de dire que la position du ménage seuil déterminée de manière optimale dépend des coûts de surveillance.

Cependant, une question demeure, c'est la façon dont une telle surveillance pourrait être exécutée. [Heyes \(1997\)](#) a étudié le rôle des agents économiques privés dans l'application de la réglementation environnementale. En outre, [Harrington \(1988\)](#) met l'accent sur le rôle du ciblage. Dans le cas de la gestion des déchets ménagers, cela prendrait la forme du ciblage des endroits qui sont connus pour être les principales

sources de déversements illégaux. Enfin, [Gren et Kaitala \(1997\)](#) examinent le rôle des signaux dans la violation et l'application de la réglementation environnementale. Ils donnent l'exemple des signaux qui peuvent augmenter ou réduire la violation de la réglementation sur les pratiques des agriculteurs dans le traitement du lisier à Gotland d'environ 25%.

Cet article met l'accent sur l'importance de bien reconnaître la nature interdépendante des instruments politiques à différents niveaux de leurs mises en œuvre. Une telle interdépendance appelle à une coordination des politiques entre les différents organismes de réglementation. Souvent, les taxes environnementales sont déterminées au niveau national, en revanche, les programmes d'élimination des déchets sont élaborés au niveau de chaque municipalité et cela en contrôlant et en pénalisant l'élimination illégale de déchets par les autorités de protection environnementales ou d'autres organismes répressifs. Pour des raisons diverses (y compris l'asymétrie d'information, les contraintes politiques, et les frais de délégation), la coordination des politiques à différents niveaux de mise en œuvre ne peut être une possibilité pratique. Conformément à la littérature émergente sur le fédéralisme environnemental,⁹⁶ l'étude [Choe et Fraser](#) peut être étendue pour couvrir le coût de la non-coordination. Par exemple, on peut étudier le problème d'autorité municipale qui choisira un programme d'élimination des déchets optimale étant donné que le taux d'imposition de l'environnement est fixé de manière exogène par l'autorité nationale. Bien que les fonctions objectives des deux autorités doivent être modélisées explicitement, il n'est pas difficile d'imaginer que l'optimalité des politiques conçues serait une simple coïncidence.

4.4. Limites et extension du modèle de Choe et Fraser

Dans son article « *La politique nationale de tarification du service des déchets ménagers en présence de politiques municipales hétérogènes*, [Glachant \(2005\)](#) a développé un modèle inspiré du modèle de [Choe et Fraser \(1999\)](#). Il précise que la

⁹⁶ La littérature sur le fédéralisme environnemental considère que ce niveau de gouvernement devrait réglementer la pollution de manière optimale (Veld et Shogren, 2012). Dans l'Union européenne, la responsabilité de l'élaboration de la politique environnementale est partagée entre l'UE et les institutions locales.

littérature considère deux types d'agents (les ménages et les producteurs). Son modèle se base en plus d'une firme concurrentielle représentative, un consommateur représentatif, des collectivités locales et un règlementeur national. Il fait l'hypothèse que la responsabilité du choix des différents instruments de financement est partagée entre le niveau national et le niveau local. Les instruments *aval* sont de compétence des municipalités (redevance incitative, taxe forfaitaire), afin de maximiser l'intérêt municipal qui intègre le surplus des consommateurs de la commune et le coût social du traitement des déchets ménagers. Sous la contrainte budgétaire qui égalise le coût social de l'élimination avec les recettes fiscales en provenance des différents instruments de tarification. En revanche, les instruments *amont* se sont fixés au niveau national afin de maximiser le bien-être social. Les deux agents prennent leurs décisions de production et de consommation et de réduction à la source.

Le consommateur a deux possibilités pour éliminer ses déchets : les éliminer légalement, ce qui occasionne un coût social par unité constante, ou les détourner illégalement (en les brûlant dans son jardin par exemple). Cette possibilité d'élimination induit un coût social marginal plus élevé que la première possibilité suite à l'effort effectué pour organiser le détournement contrairement à l'élimination légale qui ne nécessite qu'un simple dépôt. Un compromis entre incitation du consommateur à la réduction à la source et incitation au détournement illégal doit être réalisé par les communes qui désirent instaurer des redevances incitatives. Trois instruments peuvent être utilisés seuls ou en combinaisons :

- Imposer une taxe *amont* sur la quantité intrinsèque de déchet du bien évalué et contrôlé.
- Imposer une redevance incitative *aval* sur la quantité mesurée de déchets que le consommateur souhaite faire éliminer légalement.
- Imposer une taxe forfaitaire *aval* déconnectée de la quantité de déchets produits individuellement.

Le modèle analyse la situation française, car deux systèmes de tarification existent. Des redevances incitatives sont adoptées par une petite partie des communes et les autres préfèrent rester sous la taxe forfaitaire. Le schéma des décisions du modèle est que le régulateur choisit le taux de la taxe *amont*, ensuite les communes

sous redevance incitative déterminent son taux et les autres communes sous la taxe forfaitaire sélectionnent son montant.

L'auteur montre que la proportion de communes sous redevance incitative détermine le taux d'une taxe amont efficace. Pour cela, un seuil doit d'être fixé, si la proportion est inférieure à ce seuil, le taux reflète le coût social marginal d'élimination, mais il reste insuffisant suite à l'existence des redevances incitatives dans certaines communes. Dans le cas inverse où la proportion est supérieure au seuil, la taxe amont reflète le coût social d'élimination diminué d'un terme dans lequel intervient l'effort marginal de détournement illégal de flux de déchets. Enfin l'auteur, montre que le détournement illégal ne pose pas de problème d'efficacité sauf si la redevance incitative a été adoptée par un nombre suffisant de communes. Il conclut que la redevance incitative est irremplaçable, car elle est le seul instrument à inciter les ménages à réduire à la source et à trier et que la taxe amont n'a d'influence que sur leur comportement d'achat *via* le prix des biens. Le modèle préconise une taxe amont ayant un taux très proche du coût marginal social de l'élimination légale dans l'attente d'une généralisation des redevances incitatives.

5. Conclusions

La lecture de la littérature économique sur les politiques de tarification de service de déchets donne deux classes différentes d'études : la première classe d'étude, principalement empirique se concentre sur le comportement des consommateurs vis-à-vis des systèmes de tarification. La deuxième classe, principalement théorique utilise des modèles plus complets en intégrant le comportement de plusieurs agents (gouvernement, firmes, consommateurs, service de déchets) dans leur analyse.

Il ressort de la littérature empirique sur le comportement des consommateurs et les déchets ménagers que la relation de tarification est une fonction du volume-prix (élasticité prix de la quantité) exemple [Fullerton et Kinnaman \(1996\)](#). La seconde catégorie d'études (par exemple, [Jenkins, 1993](#); [Fullerton et Kinnaman, 1995](#); [Kinnaman et Fullerton, 1998](#); [Choe et Fraser, 1999](#)) analyse des modèles complets de gestion de déchets. [Jenkins \(1993\)](#) et [Sigman \(1995\)](#), par exemple, construisent un

modèle théorique d'équilibre général afin de déterminer les redevances optimales pour la collecte des déchets ménagers. Les consommateurs dans leurs modèles avaient deux options d'élimination, l'élimination traditionnelle des déchets ou le recyclage. Les redevances optimales pour les déchets des ménages sont égales aux coûts de collecte de ressources directes plus les coûts environnementaux externes. Dans le modèle [Fullerton et Kinnaman \(1995\)](#) les consommateurs ont des options d'élimination supplémentaire : l'élimination illégale. Les coûts environnementaux externes de ces options sont relativement élevés par rapport aux autres options, et ils ne peuvent être imposés directement. Fullerton et Kinnaman concluent que ces options d'élimination supplémentaires, la structure tarifaire optimale est un système de consigne : une taxe sur tous les outputs combinée à un remboursement sur l'élimination adéquate, soit par le recyclage ou la collecte des déchets. En particulier, la collecte des déchets ménagers devrait être subventionnée afin d'éviter l'élimination illégale qui implique le coût externe élevé de l'environnement.

Autrement dit, ces études montrent que les externalités d'élimination des déchets peuvent être traitées de plusieurs façons. Si le détournement illégal n'est pas une préoccupation, alors une solution évidente est une taxe pour l'élimination, à savoir, une taxe pigouvienne standard. Alternativement, une taxe sur l'élimination des déchets combinée à une subvention au recyclage, appelé un système de consigne, peut obtenir le même résultat qu'une taxe d'élimination et qui peut être appelé lorsqu'un potentiel existe pour le détournement.

Les taxes d'élimination et le système de consigne incitent les producteurs à faire des choix de conception efficaces ([Fullerton et Wu, 1998](#)). Ces choix de conception peuvent consister à changer le poids d'un produit ou le degré d'emballage et faire un produit facile et moins coûteux à recycler. «*Design for Environment*» (DfE) les activités de ce type peuvent aider à atteindre des réductions rentables dans l'élimination des déchets.

Cependant, l'efficacité des options de la taxe pigouvienne et de la consigne dépend d'une façon critique des ménages s'ils sont prêts à payer pour le recyclage. En réalité, les ménages ont accès à la collecte sélective pour certaines matières, mais ils

ne reçoivent pas de paiement pour les articles qu'ils déposent dans les conteneurs de tri. Les coûts pour effectuer ces paiements seraient trop prohibitifs.

Fullerton et Wu (1998) envisagent la possibilité qu'il n'y ait pas de marché de recyclage et ils constatent que l'optimum social peut encore être atteint avec une subvention directe pour améliorer le produit «recyclabilité» combinée avec une taxe sur les outputs et une taxe sur les emballages. Tous les instruments dépendent des paramètres de la fonction de production ; donc si les producteurs sont hétérogènes, les taux d'imposition dans le modèle de Fullerton et Wu doivent être différents entre les producteurs. Par ailleurs, la recyclabilité est impossible d'être observable et mesurable pour effectuer le versement de la subvention.

Un instrument de politique alternative pour la gestion des déchets, la « norme en contenu recyclé », a été analysé par Palmer et Walls (1997). Une telle norme nécessite une certaine fraction des matériaux utilisés dans la production de biens destinée à être recyclable. Palmer et Walls ont conclu que cette mesure de politique seule ne peut pas conduire à une allocation optimale des déchets et doit être combinée avec les taxes sur le résultat final et d'autres intrants. Choe et Fraser (1999) considèrent un modèle dans lequel trois agents interagissent : une entreprise, un ménage et un régulateur. La politique optimale associe une taxe environnementale, une redevance de la collecte des déchets ménagers, et un contrôle de l'élimination illégale de déchets. Dans tous ces modèles, l'élasticité prix de la demande des ménages pour la collecte des déchets est un paramètre clé.

En Algérie, la politique de tarification du service des déchets ménagers et assimilés est fondée sur une taxe forfaitaire – la taxe d'enlèvement des ordures ménagères- payée par les usagers de service, à savoir ; ménages, commerçants/artisans, entreprises. Son assiette est réglementée par la loi de finances de 2002, et son taux doit être fixé par les municipalités. Ce taux est déconnecté de niveau de consommation du service des déchets. Ce dernier rend l'incitation à la réduction à la source absente. Cependant, l'instrument de l'effort de réduction à la source développée par Choe et Fraser (1999) est très important dans les politiques de déchets ménagers. Parmi les instruments politiques développés pour inciter les individus à la réutilisation et au recyclage, le système de consigne (*Deposit-refund*

systems) développé par Fullerton et Kinnaman (1995). Ce système sert à fournir une motivation pour augmenter le recyclage et diminuer les déchets et implicitement de protéger l'environnement.

Dans ce contexte, une réforme de la politique de tarification de service des déchets est urgente. Deux approches sont possibles. Premièrement, une revalorisation de la taxe (TEOM) afin que la recette marginale de la taxe recouvre le coût marginal d'élimination de DMS. Cette revalorisation peut être déterminée par le biais du consentement à payer des ménages. S'ajouterait à cette taxe une redevance incitative pour les entreprises et les commerçants.

CHAPITRE 5 :
L'ANALYSE PROSPECTIVE DES POLITIQUES DE
TARIFICATION DE SERVICE DE DÉCHETS EN
ALGÉRIE : APPLICATION DE LA MÉTHODE
D'ÉVALUATION CONTINGENTE

Chapitre 5 : L'analyse prospective des politiques de tarification de service de déchets en Algérie : application de la méthode d'évaluation contingente

Après une présentation des politiques de tarification en matière de la gestion de service public de déchets, ce chapitre est consacré entièrement à deux applications empiriques. Son objectif est de déterminer des outils d'aide à la décision pour les responsables des politiques de déchets en Algérie. La première étude est consacrée à la détermination des facteurs et du CAP des ménages pour améliorer le service de déchets qui peut être considéré comme une taxe en aval. La seconde étude estime le montant d'une consigne pour les bouteilles en plastique d'eau minérale qui peut inciter les consommateurs à trier leurs déchets d'emballages. Dans les deux études, la méthode d'évaluation contingente est utilisée ainsi que deux formats différents de la question de révélation, la carte de paiement et la double question fermée. Les deux estimations utilisent la méthode de régression par intervalle. Avant d'exposer ces deux études, nous présentons tout d'abord une brève introduction sur les notions de valeur d'un actif environnemental et la méthode utilisée pour évaluer cet actif.

1. Introduction

La valeur économique totale d'un bien ou d'un service environnemental compte plusieurs composantes. Elle est composée principalement, de deux valeurs : la valeur d'usage et la valeur de non-usage (Carson et Hanemann, 2005), et peut-être introduite en termes de bénéfice. C'est la somme des bénéfices d'usage effectifs (ou valeur d'usage) plus des bénéfices d'usage potentiels et des bénéfices de valeur pure de non-usage. (Kah, 2003). *La valeur d'usage* peut être considérée comme l'avantage direct ou indirect pour l'utilisateur tirée de l'utilisation réelle de bien ou de service rendu par l'actif environnemental (Pearce et Turner, 1990, p 129). Les *valeurs de non-usage* sont les valeurs qu'un individu attribue à un actif, indépendamment de tout usage personnel (Beumais et Chiroleu-Assouline, 2002, p 49). Ce concept est connu comme « valeur d'existence » ou « valeur passive ». C'est dès 1967, avec John V. Krutilla, qu'apparaît la notion de valeur d'existence. Krutilla a observé que les individus

pourraient être prêts à payer pour une ressource environnementale - un parc national - même s'ils savaient que ni eux ni leurs enfants ne le visiteraient jamais. Par exemple, des individus obtenaient des satisfactions de la simple connaissance qu'une partie du désert en Amérique du Nord demeure même s'ils ne sont absolument pas attirés par l'idée d'y être confrontés. La notion sous-jacente est que ces personnes tirent des valeurs du parc sans lien avec l'utilisation possible. La typologie standard distingue entre valeur d'existence, valeur de legs, valeur d'option, et valeur de quasi-option. Chacun d'eux peut être expliqué en termes d'une formulation spécifique de la structure de la préférence de l'individu et une conceptualisation spécifique de ce qui est valorisé par l'individu.

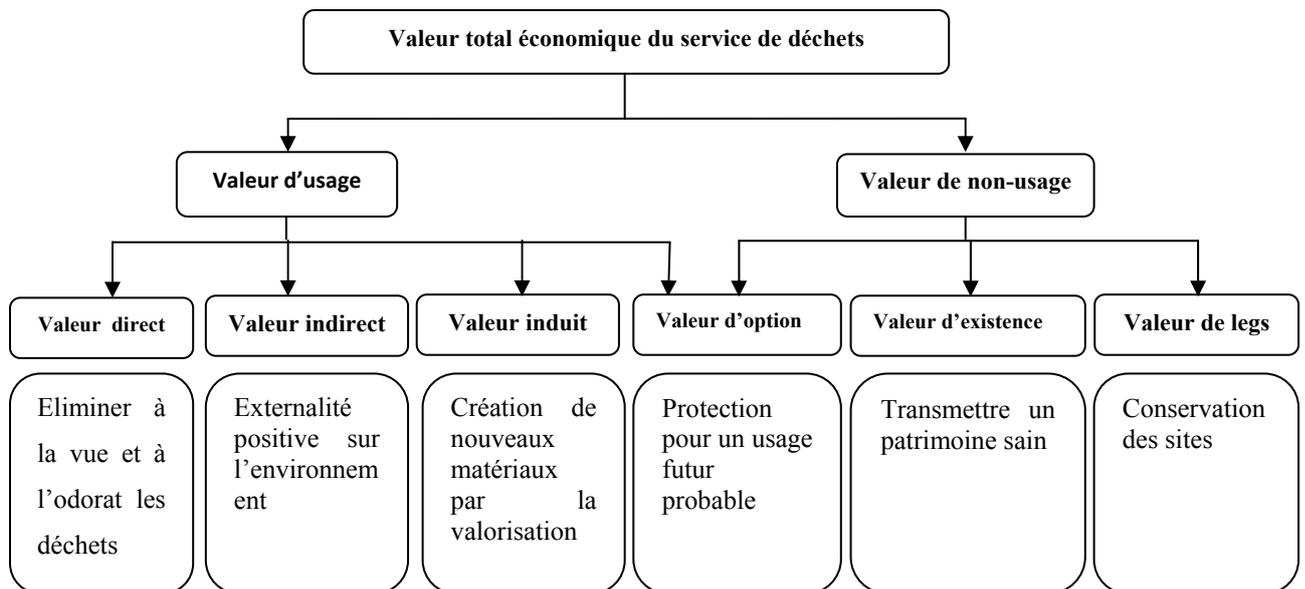
Carson et al., (1999, p100) proposent une définition compréhensible et opérationnelle qui ne nécessite pas de connaître les motivations des individus par les chercheurs comme c'est le cas dans les définitions traditionnelles. La valeur passive est le terme adopté en 1989 par la Cour fédérale américaine dans la décision d'appel d'Ohio v. du département américain de l'intérieur pour faire référence à ce que les auteurs de la littérature d'économie de l'environnement appellent non utilisation ou la valeur d'existence. Les autres termes qui ont été utilisés incluent « valeur de conservation », « valeur gérance » « valeur de legs », « valeur inhérente », « valeur intrinsèque », « la consommation du fait d'autrui », et « intangibles ». La valeur d'option, dans le sens d'une éventuelle utilisation future, est également incluse dans la définition des valeurs passives par la Cour fédérale américaine, même si souvent elle était classée comme un type spécial de valeur d'utilisation directe.

En plus de la valeur d'existence, Krutilla (1967) a également introduit le concept de « **valeur de legs** », certaines personnes seraient prêtes à payer pour protéger un parc national pour leurs enfants et petits-enfants. L'existence d'un parc national permet une valeur d'usage (visite du parc) et/ou une valeur d'existence pour des raisons de non-usage associées à l'importance de sa valeur d'existence pour eux et ou une valeur de legs pour les le bien-être de leurs enfants et petits-enfants. Le papier de Weisbrod (1964) a introduit le concept de **la valeur d'option**. Ainsi, certaines personnes qui ne visitent pas actuellement un parc national peuvent toujours être prêtes à payer des sommes monétaires pour le préserver parce qu'ils veulent préserver leur possibilité de

le visiter à l'avenir. La **valeur de quasi-option** représente le bénéfice à attendre du report du projet, souvent interprétée comme la valeur de l'information. Ce bénéfice doit être comparé aux coûts du report du projet. Cette valeur est très difficile à mesurer empiriquement. [Carson et al., \(2001\)](#) citent trois courants différents sur la pertinence de la valeur passive : (a) les valeurs passives ne sont pas pertinentes pour la prise de décision, (b) les valeurs passives ne peuvent pas être monétarisées, et donc, ne peut être pris en compte dans une question de prise de décision politique, et (c) les valeurs passives peuvent être évaluées de façon fiable et doit être explicitement prise en compte.

Dans notre cas d'étude, les déchets municipaux sont considérés comme l'une des principales causes de la pollution et la dégradation de l'environnement. Elles engendrent des externalités négatives qui infectent le sol, l'air, le paysage... etc. Pour les économistes de l'environnement, cet actif environnemental a une valeur qui peut être mesurée par différentes méthodes. Le service de déchets permet de réduire la pollution et d'améliorer la qualité de l'environnement via une bonne collecte, un tri sélectif efficace, un mode d'élimination adapté, et par conséquent, le service rendu par le service de collecte et d'élimination des déchets, **la valeur d'usage** peut être directe, indirecte et induite ([Heintz, 2002](#)). L'utilisation directe se réfère aux ménages et aux activités qui utilisent actuellement le service des déchets pour éliminer des déchets ou récupérer des matériaux. Son objectif consiste à éliminer et à traiter le détritit produit par les ménages, firmes...etc.). Portant, il peut avoir un usage induit lorsqu'il est utilisé comme facteur de production (récupération d'énergie lors d'une incinération). La valeur d'usage indirecte résulte par exemple d'un compost qui permet la fertilisation des sols via ses composantes naturelles (valeur sur l'écosystème). D'autre part, la valeur de non-usage peut être la limitation des nuisances et la préservation d'un patrimoine environnemental. Préserver un actif environnemental sain via la réduction à la source des déchets (tri sélectif) peut représenter la valeur d'existence. Implicitement, cette préservation peut présenter la valeur d'option dans le cas de préserver l'actif pour une probable utilisation future ou une valeur de legs dans le cas d'une préservation des sites à des générations futures.

Figure 7 : Valeur économique totale de service de déchets



Source : d'après Pearce et Turner (1990)

En espèce, l'éradication des décharges sauvages en Algérie, l'élimination saine et écologiquement rationnelle des déchets et la valorisation des déchets recyclables permettent de préserver l'environnement, ce qui donne une valeur passive due au service rendu.

La méthode d'évaluation contingente [MEC] reste la méthode la plus capable à mesurer la valeur passive du service de déchets à travers le consentement à payer (CAP) des usagers de ce service. Ce CAP permet de fixer une taxe pour le service rendu. Dans la section suivante, nous présentons la méthode d'évaluation contingente, ensuite nous procédons à deux applications pratiques de la méthode. La première vise à estimer le CAP pour améliorer le service de gestion de déchets municipaux en Algérie. En revanche, la seconde sert à déterminer le montant d'une consigne pour la bouteille en plastique via le CAP.

2. Présentation de la méthode d'évaluation contingente

2.1. Généralités sur MEC

La méthode d'évaluation contingente (MEC) est une méthode à base d'enquêtes fréquemment utilisée pour exprimer des valeurs monétaires sur des biens et services

environnementaux non marchands (Mitchell et Carson 1989). Son utilisation importante s'explique par sa flexibilité et sa capacité d'évaluer la valeur totale y compris la valeur passive (Carson et al., 2001). Ainsi, elle peut être utilisée pour estimer des valeurs pour des programmes spécifiques, évaluer des dommages environnementaux et pour fixer des montants d'une taxe. Elle vise à obtenir directement auprès des individus concernés l'expression de leur consentement à payer pour bénéficier d'un actif environnemental (Beumais et Chiroleu-Assouline, 2002) ou leur consentement à recevoir (CAR) pour renoncer un bien ou une amélioration.

Elle est utilisée pour évaluer des biens publics comme l'amélioration la qualité de l'eau, la qualité de l'air, la préservation des parcs nationaux, l'amélioration de service des déchets. Elle est très utile, soit utilisée seule ou conjointement avec d'autres techniques d'évaluation pour des biens non marchands, tels que la méthode du coût de transport ou la méthode des prix hédoniques. La MEC reste la seule méthode qui peut estimer la valeur de non utilisation d'un bien (la valeur passive). Des débats et **des critiques** ont été observés sur l'utilisation de la MEC quand la plupart des valeurs des biens proviennent de l'utilisation passive notamment en matière des dommages et des intérêts des ressources naturelles. Les critiques de la méthode avancent que la qualité de données privilégiées exposées est inférieure à l'observation de préférences révélées, une méthode profondément imparfaite pour estimer les biens non marchands.

Même avec ces critiques, la MEC est aujourd'hui utilisée par plusieurs disciplines le transport, l'assainissement, la santé, les arts et l'éducation, aussi bien que l'environnement. Parmi les études employant la MEC, Carson et al., (1994) sur la préservation d'un parc de conservation de Kakadu en Australie, Alberini et al., (2007) sur les préférences des populations dans les parcs avec sites contaminés en Italie, Wang et Zhang (2009) sur la qualité de l'air dans Ji'nan en Chine,...etc. La base de données Evri⁹⁷ a enregistré une augmentation considérable du nombre d'études utilisant la MEC, elles sont passées de 524 publiées en 1999 à 1971 études en 2008. Plusieurs études se sont intéressées aux consentements à payer (CAP) ou à recevoir (CAR) des populations dans les pays en voie de développement.

⁹⁷ <http://www.evri.ca/francais/default.htm>

La MEC se base sur l'incertitude des individus de leur CAP ou (CAR) pour une amélioration (dégradation) dans la qualité environnementale au cours d'une enquête. Plusieurs méthodes d'enquêtes sont possibles. Des interviews en face à face sont généralement soutenues pour obtenir des données de qualité du CAP. Le financement de ces interviews reste cependant très coûteux. Des enquêtes téléphoniques sont moins chères et produisent des données de bonne qualité, mais elles n'utilisent pas des longues descriptions du scénario ou même l'utilisation des images et des photos. Les enquêtes par courrier sont aussi moins chères que les enquêtes téléphoniques mais le risque de non-retour est plus élevé.

Le NOAA⁹⁸ a convoqué un panel des experts co-présidés par Kenneth Arrow et Robert Solow pour examiner la question de la fiabilité de la MEC. En janvier 1993, le panel a émis un rapport qui a conclu que « MEC peut produire des évaluations assez fiables pour être le point de départ pour une détermination juridique ou administrative pour inclure la valeur passive des dommages des ressources naturelles».

Une bonne enquête de la MEC nécessite certains outils à respecter ainsi que des biais à éviter. Deux points qui vont être détaillés ci-après.

2.2. Outils de la méthode

La MEC comporte deux grandes étapes : la définition du scénario hypothétique; et la révélation des préférences. Ainsi qu'une partie sur les caractéristiques socioprofessionnelles et l'attitude aux questions environnementales des individus.

2.2.1. Définition du scénario hypothétique

La majorité des études empiriques utilisant la MEC respectent les normes et les suggestions apportées par le panel d'NOAA. Une bonne enquête doit contenir une description du scénario hypothétique ou réel concernant un changement de la qualité environnementale d'un bien ou d'un service public par lequel les personnes interrogées font face à un choix entre deux niveaux différents des biens. L'exemple habituel est le niveau de *statu quo* du bien contre un niveau alternatif qui entraînera une augmentation de coût indiquée (Carson, 1999). Dans notre étude de cas détaillée un peu plus loin, le statut actuel représente le mode de la collecte et d'élimination des

⁹⁸ *National Oceanic and Atmospheric Administration.*

déchets avant l'introduction du nouveau programme (PROGDEM) qui représente l'amélioration de service de déchets. Cependant, pour une meilleure évaluation, l'enquête devrait avoir **un bon scénario** qui fournit et qui décrit clairement ce que l'on demande aux personnes interrogées. Nous pouvons accompagner cette description par des supports matériels comme des photos et offrir un résumé des éléments positifs et négatifs du bien ou du service à la fin de la description du scénario. Globalement, un bon scénario compte les éléments suivants (Terra, 2005) :

- Une présentation bien définie de l'actif ou du service à valoriser. Cette présentation doit être neutre et assez suffisante pour assurer la bonne compréhension des personnes interrogées.
- Une présentation de la façon dont l'amélioration de la qualité de bien/service environnementale sera réalisée. Pour illustrer, si nous cherchons à estimer la valeur accordée par des habitants à l'amélioration de la qualité de service des déchets, un programme doit être présenté en introduisant des nouvelles méthodes de collectes et d'élimination de déchets. Donc, dans notre questionnaire, ce programme doit être absolument décrit.

2.2.2. Révélation des préférences

La révélation des préférences passe premièrement par une présentation des conditions de paiement notamment, le véhicule et la durée de paiement, ensuite par la ou les questions de révélation du montant du CAP (CAR) :

- *Le véhicule et la durée de paiement* : L'enquête doit éclairer aux personnes interrogées que le véhicule de paiement signifie le moyen par lequel les paiements seront effectués. Par exemple, une taxation peut être ajoutée à la facture d'eau pour l'amélioration de sa qualité, ou une nouvelle taxe peut être instaurée pour un nouveau service. La liste des supports de paiement qui peuvent être utilisés dans une enquête est assez large : ticket d'entrée (pour un parc), don à un fonds spécifique, supplément d'une taxe (enlèvement des ordures ménagères TEOM),...etc.

Ce véhicule de paiement doit être complété par une indication de la durée pour laquelle le montant du consentement est demandé ou des règles de paiement.

Elles prennent plusieurs formes : une fois pour toutes, une fois par an durant une période donnée, ou un paiement par an à vie.

- *La forme de la question de révélation* : La forme de la question de révélation du CAP ou du CAR est l'outil le plus important dans la réalisation du questionnaire. Elle détermine le choix de la méthode et du modèle économétrique qui estime la valeur passive d'un bien ou d'un service environnemental. Plusieurs formes sont envisageables : la question ouverte, la question fermée, la question double ou triple fermée, le système d'enchère et la carte de paiement.

Tableau 48 : Différentes formes de question de révélation et les modèles économétriques correspondants

Le type de la question	Le modèle économétrique	Exemple d'étude
Question ouverte	Modèle Tobit	Cho et al., (2005)
	Modèle d'Heckman	
Question fermée	Modèle Probit, Logit	Kaval, et al., (2007)
Question double fermée	Données d'intervalle (<i>interval data</i>)	Jin et al., (2006)
Question multiple fermée	Modèle Logit, Probit	Alberini, et al., (2003)
Carte de paiement	Données d'intervalle (<i>interval data</i>)	Cameron et Huppert (1989)

Au cours de premières applications de la MEC, **la question ouverte** (*Open-Ended*) était souvent utilisée pour estimer le CAP des personnes interrogées. Une question ouverte pourrait être exprimée de la façon suivante : « *Combien êtes-vous prêts à payer pour l'amélioration de service de déchets ?* ». Dans le cas de la question ouverte, les personnes interrogées indiquent simplement le montant qui sont disposées à payer pour le bien à valoriser, sans avoir ni de référence ni de bornes. Cette méthode s'inscrit dans les méthodes des données continues. Elle possède des avantages par rapport aux méthodes discrètes car elle suscite plus d'informations sur le CAP de chaque répondant. Une question ouverte génère une estimation directe du CAP de chaque répondant. Ce type de question est de moins en moins utilisé de nos jours en raison des valeurs manquantes pour le CAP. Elle n'incite pas à une révélation honnête des valeurs. Des questions de type ouvert ont tendance à donner beaucoup de zéros (Carson, *al.*, 2001) mais elle ne souffre pas de biais de l'offre initiale. Hanemann (1984) soutient que les questions ouvertes peuvent attirer le biais stratégique et les gens peuvent dire le coût plutôt que la vraie valeur. Le consentement à payer moyen

peut ainsi être calculé directement par une simple moyenne empirique. Dans le cas de faibles proportions de vrais zéros, l'estimation du consentement à payer peut être réalisée par le modèle économétrique d'Heckman sans les vrais zéros. En revanche, dans les autres cas de figure, un modèle Tobit sans les faux zéros peut être appliqué (Terra, 2005).

L'approche la plus largement utilisée pour la révélation du montant du CAP est la question de choix binaire. Une question de **choix discret binaire** propose à l'individu s'il accepte ou refuse de payer une somme X pour un actif environnemental. Seulement deux réponses sont possibles, oui ou non à la valeur proposée. Le CAP moyen est estimé en utilisant des modèles Probit ou Logit. Kanninen (1995) a traité les biais des réponses discrètes de la MEC. Face à ce type de question fermée, certains individus interrogés ont tendance à consentir, soit pour faire plaisir à l'enquêteur soit pour obtenir une approche sociale (ce dernier phénomène est qualifié de « dire-oui » (*yea-saying*), par Kanninen, 1995).

Face à l'inefficacité de cette forme, Carson, et al., (1986) proposent une autre alternative pour réduire cette inefficacité. Une deuxième question binaire doit être présentée selon la réponse à la première question. Si une personne interrogée indique un CAP positif à la première somme offerte, le nouveau seuil sera doublé. À l'inverse, si la personne interrogée ne veut pas payer la première somme offerte, le deuxième seuil sera réduit à environ la moitié de la somme initiale. Cette stratégie d'interrogation a aussi été appelée l'approche " **la double question fermée** ". Cette efficacité a été confirmée par Hanemann, et al., 1991. Pour illustrer, si la personne interrogée ne désire pas payer le montant de 10€ pour le programme proposé. Une autre question complémentaire serait proposée, s'il accepte de payer 5€ ? Si la personne répond « non » aux deux questions, il est supposé que son CAP s'élève entre 0 et 5€. Si la personne répond « non » à la question initiale et « oui » à la question complémentaire, donc son CAP s'élève entre 5€ et 10€. Le montant d'offre proposé dans la question complémentaire sera plus grand lorsque la réponse à la question initiale est « oui », donc le CAP est entre 10€ et 20€. La question complémentaire posée dans le modèle *double-bounded* est de type discret avec une réponse binaire. Des études plus récentes, la question initiale de choix binaire a été suivie par une question **complémentaire**

ouverte (combien ... ?"). Les modèles traitant ce type de données ont été évalués avec des méthodes de maximum de vraisemblance (par exemple [Hanemann et al., 1991](#)). Malgré son efficacité statistique, ce format de question a été critiqué (par exemple [Herriges et Shogren 1996](#)). Ces derniers auteurs indiquent que des questions complémentaires sont fréquemment utilisées pour améliorer l'efficacité de questionnaires de la MEC à choix dichotomique. Ils examinent la question du déplacement de l'offre de départ comme une explication du phénomène. [Cameron et Quiggin \(1994\)](#) ont examiné la question de révélation basée sur un choix discret simple et double. Ils concluent que les distributions du CAP issues de la première et la seconde question ne sont pas corrélées. Ainsi que les estimations du CAP fondées sur la première question sont plus élevées que celles basées sur la deuxième question. Et le nombre de réponses négatives à la deuxième question est trop élevé par rapport à une évaluation basée seulement sur une question binaire. Ce format de question sera développé avec plus de détails lors de l'application de la MEC en Algérie dans la section 5 de ce chapitre.

Une autre approche alternative a été développée. Elle propose aux personnes interrogées une série de valeurs possibles sur une **carte de paiement**. Sur cette carte de paiement, l'individu choisira la somme qui représente son CAP. [Cameron et Huppert \(1988\)](#) ont donné une interprétation en indiquant que le vrai CAP se trouve entre la valeur choisie par l'individu et la valeur suivante sur la carte de paiement. Un modèle d'intervalle a été proposé pour calculer le CAP moyen. Cette approche a été critiquée du fait que les personnes interrogées pourraient limiter leurs CAP aux valeurs inscrites sur la carte de paiement. [Rowe et al., 1996](#), ont confirmé que cela ne pose pas de problème à condition que les valeurs de la carte de paiement ne soient pas tronquées en haut. L'approche de la carte de paiement reste l'outil populaire du CAP. Un modèle de ce type de question sera utilisé dans notre première étude empirique sur l'amélioration de service de déchets en Algérie.

[Welsh et Bishop \(1993\)](#) utilisent un modèle appelé **la multiple question fermée** (*multiple bounded discrete choice*) [MBDC] d'où le format de question de révélation a été développé par des sociologues. Ce format combine la technique de la carte de paiement d'où une série d'offres est proposée avec celle de choix binaire où le

répondant indique « oui » ou « non » pour le montant choisi. La technique de multiple question fermée conserve le format de choix discrets dans laquelle l'individu doit indiquer si « oui » ou « non » il sera prêt de payer chacun des montants proposés. Donc, deux dimensions sont demandées aux personnes sondées, la première se base sur une demande aux répondants d'effectuer des choix sur le montant qu'ils seront tenus de payer, si le référendum est accepté. La deuxième dimension permet aux individus d'exprimer leur degré de certitude de vote pour le référendum à chaque valeur du dollar. Plutôt que de cocher une seule valeur ou un intervalle, le défendeur à un choix polychotomique. L'exemple suivant illustre cette technique. « *Comment voteriez-vous sur cette question? (Encerclez une lettre pour chaque montant)*

comment voteriez-vous si l'adoption signifiait que votre TEOM est de . . . ?	Certainement oui	Probablement oui	Pas sure	Probablement non	Certainement non
500DA	A	B	C	D	E
1500DA	A	B	C	D	E
2000DA	A	B	C	D	E
2500DA	A	B	C	D	E
3000DA	A	B	C	D	E

L'analyse des données du CAP issues de la technique MBDC est réalisée par un modèle proche de l'approche d'intervalle utilisant le maximum de vraisemblance. La modélisation de cette approche est plus facile à comprendre, tout d'abord considérer le cas où l'individu a la possibilité de répondre « oui » simplement ou « non » une série de seuils en dinars plutôt que d'exprimer un niveau de certitude de vote. Parmi les avantages de ce type de format est que le format *double bounded* nécessite des entretiens individuels tandis que l'approche multiple peut être utilisée via des entretiens ou des sondages par courrier. Il permettra aux chercheurs de poser plusieurs questions à choix discret sur une grande variété d'offres. Ce mode peut sensiblement résoudre les difficultés de la sélection d'une distribution d'offre. Ainsi, l'utilisation de plusieurs bornes peut réduire ou éliminer le biais de l'offre initiale et réduira sensiblement les difficultés pratiques liées à la conception d'offres dans le modèle simple ou double. Elle est susceptible de fournir des estimations plus précises de la tendance centrale que le modèle à *double bounded*. En résumé, dans de nombreuses applications pratiques, le modèle de multiple offre peut être moins coûteux à mettre en

œuvre que le modèle à double question fermée, et fournira une précision (pour les paramètres estimés et pour la mesure de CAP). [Welsh et Poe \(1998\)](#) confirment les résultats des recherches précédentes que le choix de la forme de révélation dans la MEC peut influencer significativement les estimations du CAP moyen et médian. Le modèle MBDC proposé par les auteurs permet aux personnes interrogées d'exprimer leurs certitudes qu'ils voteraient en faveur d'un référendum qui propose une série de valeurs pour un bien public non marchand.

La technique MBDC a la possibilité de conserver un format de choix discrets du questionnaire, tout en permettant au chercheur d'estimer une variété de valeurs moyennes du CAP. Par ailleurs, tout en conservant le format de choix discret, l'approche MBDC fournit des niveaux élevés de précision et dans le même temps d'éviter bien des difficultés liées au choix de l'offre nécessaire pour mettre en œuvre soit un modèle simple ou double limite. Ils indiquent que l'examen des fourchettes des estimations de valeur peut fournir suffisamment d'information pour la prise de décision. Par exemple, si les bénéfices d'une politique tels que mesurés par la valeur associée au modèle « oui certainement » dépassent les coûts de cette politique, il est assez clair que la politique effectuera un test coûts-avantages. De même, si les coûts de la politique sont supérieurs aux bénéfices, tels que mesurés par les valeurs associées au modèle « pas sûr », cette politique est peu probable d'être adoptée selon un test coûts-avantages. Comme alternative, on peut choisir le modèle approprié MBDC basé sur les conséquences liées à des erreurs dans l'estimation des bénéfices. Adoptant cette perspective, l'évaluation pourrait être fondée sur le modèle « certainement oui » s'il y a des conséquences graves associées à une surestimation des bénéfices et des conséquences légères associées à des bénéfices sous-estimés. En termes de modèle MBDC, ce résultat suggère que le modèle « oui certainement » peut être plus approprié. Enfin, les auteurs reconnaissent que des moyens plus sophistiqués de modélisation des niveaux de certitude doivent être développés afin de mettre l'accent sur l'incertitude de modélisation de chaque seuil d'offre de référendum et de fournir une seule estimation du CAP. La question de MBDC, utilisée par [Welsh et Poe](#), augmente le nombre d'intervalles possibles à $k + 1$ (où k est le nombre d'offres proposé à un sondé), ce qui augmente encore l'efficacité de l'estimation du bien-être. Ils trouvent que leurs questions multiples délimitées avec 13 offres (14 intervalles)

réduisent les limites de confiance autour des estimations du CAP de plus de 60% par rapport à une question simple avec la conception de même enchère. Dans un article [Alberini et al., \(2003\)](#) enquêtent sur la modélisation économétrique et les effets associés aux réponses MBDC, la question de paiement à choix polychotomique. Ils constatent que l'utilisation des offres multiples avec des réponses à chaque offre peut augmenter l'efficacité des estimations du bien-être, mais cette approche n'exclut pas les effets de la conception d'offres. Ainsi, explicitement la modélisation des réponses incertaines peut augmenter l'estimation de bien-être à plus de 100%.

2.2.3. Données sociodémographiques et attitudes environnementales

Des questions sur les informations sociodémographiques sont souvent demandées dans une enquête de la MEC afin de déterminer l'impact de ces variables sur le CAP ou CAR. Elles incluent précisément, l'âge de la personne interrogée, le revenu du ménage, la situation familiale, le nombre de personnes dans un foyer, le niveau éducatif, la profession. Peuvent s'ajouter des questions sur l'attitude des individus envers les questions environnementales. Le tableau ci-après synthétise quelques variables utilisées dans diverses études utilisant la MEC :

Tableau 49 : Variables socioprofessionnelles utilisées par MEC

	Asafu .J et al., (2008)	Amigues, J.P. et al., (2002)	Basili. M et al., (2006)	Chien .Y et al., (2005)	Wang et Zhang (2009)
Age	X		X	X	X
Éducation	X	X	X	X	X
Revenu	X	X	X	X	X
Taille ménage		X	X		X
Adhésion association donateur	X				
Sexe		X	X	X	X
Dépenses		X			X
Habitation					
Profession				X	

Nous étudions l'effet de ces variables sur le consentement à payer dans la section suivante.

2.3. Biais de la méthode

La littérature consacrée à la méthode d'évaluation contingente mentionne quelques limitations de celle-ci ([Venkatachalam, 2004](#); [Carson et al., 2001](#)) dues essentiellement de formats des questions de révélation. Nous regroupons ces biais dans

les points suivants : (i) biais stratégique, (ii) biais d'information, (iii) biais hypothétique, (iv) biais d'ancrage, (v) biais d'inclusion, (vi) autres biais.

(i) *Le biais stratégique* découle du sentiment de la personne interrogée que leurs réponses peuvent avoir un effet sur la décision finale de la politique décrite dans le scénario. Par exemple, si un individu pense que l'accès au bien estimé sera gratuit, le comportement stratégique sera alors de surestimer son CAP. A l'inverse, si le répondant anticipe un accès payant, il aura tendance à sous-estimer son CAP. Le biais stratégique renvoie à ce comportement de passager clandestin consistant à souhaiter profiter d'un bien public sans contribuer à en payer le prix (Robin et al., 2008). Selon Mitchell et Carson (1989), les raisons suivantes peuvent réduire le comportement stratégique des répondants dans une évaluation contingente: (a) la nécessité d'une grande quantité d'information, (b) un grand nombre de personnes interrogées dans des enquêtes MEC et par conséquent, les répondants ont l'impression que leur CAP déclaré n'influence pas le résultat global; (c) rappeler aux répondants la contrainte budgétaire de sorte que les répondants ne pouvaient pas surestimer leur vrai CAP sur le véhicule de paiement.

(ii) *Le biais de l'information* peut résulter de la façon dont les alternatives sont présentées aux personnes interrogées. Particulièrement, si les individus n'ont pas visité ou n'ont pas utilisé un bien/service environnemental que nous considérons pour la protection/amélioration. Il semble qu'en grande partie leur CAP dépend de la description de l'interviewer du secteur. Si ce n'est pas précis, le biais peut arriver. Mitchell et Carson (2001) proposent un scénario le plus neutre possible afin d'éliminer le biais d'information. Ce scénario ne privilégie ni les coûts ni les bénéfices de l'amélioration de la qualité de l'eau.

(iii) *Le biais hypothétique (hypothetic bias)* : L'information impartiale, manque de pertinence du scénario et de l'incertitude, peut mener à des différences entre les valeurs du CAP déclarées (réponses hypothétiques) par un sondé et les valeurs réelles qu'il aurait acceptées de payer si un véritable marché existait (comportement réel). Robin et al., (2008) observent que le CAP hypothétique est supérieur au CAP réel. En moyenne, le biais hypothétique induit une surestimation de 30%.

(iv) *Le biais d'ancrage (starting point bias)* résulte une forte corrélation entre le CAP annoncé et l'offre de départ. La cause principale de ce biais est l'absence de repères. Plus précisément, c'est l'incapacité des personnes interrogées à valoriser un bien pour lequel n'existe aucun prix de référence. [Herriges et Shogren \(1996\)](#) proposent une étude détaillée sur le biais d'ancrage dans les réponses à des questions d'évaluation de choix binaire avec des questions complémentaires à travers des données du nord-centrale de l'Iowa. [Flachaire et Hollard \(2007\)](#) montrent que lorsque les individus sont incertains, ils ont tendance à répondre oui et donc leurs réponses initiales sont soumises au biais d'ancrage.

(v) *Le biais d'inclusion (Embedding effect; part-whole bias)* existe dans une enquête lorsque les personnes interrogées annoncent des valeurs du CAP pour un actif global équivalant aux valeurs d'un actif particulier. Donc, les valeurs ne diffèrent pas selon le bien à estimer, global ou partiel. Les individus ne prêtent pas une attention suffisante à la description spécifique exposée dans le scénario. Ce biais résulte du sentiment des agents d'agir pour une bonne cause.

(vi) *Le biais de l'enquêteur* découle de la bonne conscience des individus dont ils annoncent des montants de leur CAP supérieur à leur CAP réel afin de satisfaire l'enquêteur. Ce biais est appelé aussi *yea-saying* lorsque l'individu répond « oui » à l'offre proposée pour faire plaisir à l'enquêteur.

3.Éléments d'analyse des déterminants du consentement à payer

3.1. Facteurs socioprofessionnels

3.1.1. Âge

Les Études des déterminants de comportements environnementaux notamment celles concernées par le CAP identifient l'Age comme un facteur important. Cette variable peut être utilisée sous deux formes différentes : forme linéaire (Age) ; forme quadratique (Age*Age) non linéaire. Parmi les études ayant exploité la forme non linéaire entre l'Age et le CAP, [Wang et Zhang \(2009\)](#) en évaluant la qualité de l'air en

Chine. Le coefficient de l'Age a été trouvé positif et celui de (Age*Age) négatif en utilisant deux modèles Probit, mais dans un troisième, l'effet de variable âge s'est avéré être négatif. L'étude souligne qu'à partir de 27 ans ou 19 ans (selon le modèle) la probabilité commence à diminuer. Une autre étude inclut la forme quadratique [Chanel et al. \(2004\)](#) pour estimer le CAP pour des programmes de prévention sanitaire. L'effet de l'âge est positif (0,0441) et négatif pour Age*Age (-0,00043). [Cawley \(2008\)](#) a utilisé la forme quadratique pour la variable Age dans l'estimation du CAP pour réduire l'obésité chez l'enfant en appliquant la MEC. L'effet de cette variable était positif pour Age (1,44) et négatif pour Age*Age (-0,02).

Quant à la forme linéaire, la majorité des études sur le CAP utilise la variable Age. [Deronzier et Terra \(2006\)](#) dans leur étude sur la valorisation des aménités de la rivière du Loir destinée à faire révéler le consentement à payer pour bénéficier de la remise en bon état de la rivière, trouvent un effet négatif pour la variable âge dans l'enquête téléphonique (-0,5890) pour les usagers et de (-0,8281) pour les non usagers. [Walsh et al., \(1978\)](#) ont trouvé un rapport négatif significatif entre l'âge et le CAP pour améliorer la qualité d'eau dans le Sud du bassin de la Rivière Platte (Missouri, USA). L'âge n'est pas trouvé significatif dans l'évaluation de [Gramlich \(1977\)](#) sur le bassin de la rivière de Charles (Boston, USA).

Le codage de cette variable peut être sous forme catégorielle dont les personnes interrogées choisiront la tranche d'âge correspondante ([Mitchell et Carson, 2001](#)) ont défini onze catégories d'âge dans leur étude), ou sous forme d'une variable continue via une question ouverte. L'inclusion de la variable âge sous sa forme catégorielle dans la régression peut l'être sous deux méthodes : soit en utilisant le centre d'intervalle, ou de reclassés les catégories et d'utiliser une variable binaire avec une catégorie de référence.

3.1.2. Revenu

L'intégration de la variable revenu dans les estimations était soit en forme catégorielle ensuite codée en variable binaire, soit comme une variable continue. Dans certaines études, le revenu est inclus sous forme logarithmique. Plus le revenu de la personne interrogée est élevé plus la valeur du CAP pour le bien évalué est haute. Le montant de revenu révélé par la personne sondée peut être le revenu annuel ou

mensuel et dans le cas échéant le revenu de l'ensemble des membres de ménage lorsque le bien ou le service a évalué concerne le foyer. Cependant, lorsque la question concernant le revenu est posée dans une étude du CAP, la part de refus des individus de révéler leurs revenus est élevée. [Mitchell et Carson \(2001\)](#) ont enregistré un taux de 10% des non réponses. [Carson et Hanemann \(2005\)](#) s'attendent à voir une élasticité-revenu positive entre le revenu et le CAP.

3.1.3. Éducation

Le niveau d'éducation est très corrélé avec le CAP pour préserver l'environnement. Il prend en général la forme catégorielle. Dans certaines études, la variable éducation est codée comme une variable binaire en fixant un niveau d'étude. Elle prend la valeur 1 au cas où l'individu à ce niveau ou plus, zéro dans le cas inverse ([Basili et al., 2006](#)). Cette codification est utilisée notamment lorsque les catégories souffrent de problème d'équivalence entre les catégories. Il est préférable d'utiliser le nombre d'années d'études dans certains cas notamment aux pays en voie de développement. Plusieurs études annoncent une relation positive entre le CAP et le niveau d'éducation ([Walsh et al., 1978](#) ; [Gramlich, 1977](#)). Plus le niveau d'études est élevé, plus le niveau du CAP est grand. [Mitchell et Carson \(2001\)](#) ont mesuré la variable éducation par six catégories allant de sans niveau scolaire à post graduation. Chaque catégorie a été conçue pour être une augmentation qualitativement équivalente du niveau de scolarité de la catégorie inférieure avec un poids donné à la fin des études secondaires et collégiales. Pour cette raison, la variable éducation se compose de catégories au lieu milieu des années de l'éducation de chaque catégorie.

3.2. Variables environnementales

Les questions d'attitudes environnementales des populations ont été utilisées par un nombre très important d'enquêtes. Ces questions visent notamment : la conscience vis-à-vis des différentes questions relatives à l'environnement. Il est attendu que les valeurs du CAP de populations pro-environnement sont plus élevées que les valeurs consenties par les autres. [Beaumais et al., \(2008\)](#) ont posé dans leur étude sur la valeur économique des zones humides de l'estuaire de la Seine (France) des questions d'appréhension des zones humides afin de déterminer si les habitants sont bien sensibilisés au problème de dégradation de l'environnement. Certaines études incluent

des variables qui cherchent le degré auquel les individus classent les questions environnementales (élevé ou bas) comparées à d'autres priorités. L'étude de [Mitchell et Carson \(2001\)](#) contenait un grand nombre de mesures d'attitudes environnementales. Ils ont construit un index de thèmes de l'environnement de façon subjective. Dans ces résultats de l'estimation log-log pour les eaux exploitables, l'index environnemental a été trouvé positif (0,32).

3.3. Facteurs géographiques

3.3.1. Distance

Une grande partie de la littérature sur l'évaluation contingente utilise une zone géographique bien déterminée pour la réalisation de leurs enquêtes. Autrement dit, ils n'incorporent pas une variable qui mesure l'influence des zones géographiques sur le consentement à payer. Ces études supposent implicitement que les effets de la distance géographique étaient nuls. Une hypothèse qui pourrait conduire à des sous-estimations de la valeur moyenne du CAP. Quelques études ont utilisé la variable distance dans leurs estimations. [Brefle et al., \(1997\)](#) ont exploité la forme quadratique pour la variable distance pour estimer le CAP des ménages des quartiers afin de préserver un terrain peu développé. Le coefficient de la variable distance égale à (-2,40) et Dis*Dis (1,027). [Pate et Loomis \(1997\)](#) ont cherché à étudier si la distance influence sur le CAP pour les biens publics avec des valeurs de non-utilisation. Les données utilisées proviennent d'une étude d'évaluation contingente concernant la vallée de San Joaquin dans la région de la vallée centrale de Californie. Les répondants ont été interrogés sur leur CAP pour trois programmes proposés visant à réduire les différents problèmes environnementaux dans la vallée. Une variable logarithmique a été utilisée pour la distance entre la vallée et la résidence du répondant. Ces distances variaient de 0 à 1134 miles. Le coefficient de la distance est significativement négatif pour le modèle d'amélioration des terres humides et pour le modèle de contrôle de la contamination. Ces coefficients sont de (-32,71) dans le premier modèle et de (-45,62) dans le second modèle.

4. Estimation du consentement à payer pour améliorer le service de la gestion des déchets municipaux en Algérie

4.1. Contexte

Depuis sa mise en œuvre en 2001, le PROGDEM a permis la construction de 80 CET et d'éradiquer un nombre important des décharges sauvages. Des moyens humains et techniques, ainsi que des équipements nécessaires à la bonne fonction du programme ont été fournis aux collectivités. La mise en place de tel programme engendrera sûrement des coûts supplémentaires aux communes qui n'arrivent plus à assurer le coût actuel de l'enlèvement des déchets. À cela s'ajoute un taux de recouvrement de la TEOM très faible d'environ 15 % au niveau national⁹⁹ (MATE, 2005). Et même dans le cas d'un taux de recouvrement à 100 %, la recette de cette taxe reste inférieure au coût de revient de la nouvelle gestion, d'où l'importance de revaloriser cette taxe et d'améliorer son taux de recouvrement. Nous signalons que la loi de finances de 2002 a introduit la TEOM pour quatre catégories, les ménages, les commerçants, les campings et les entreprises avec des fourchettes qui varieront d'une catégorie à une autre. Elle est entre 500 DA et 1 000 DA pour les ménages et des montants plus élevés pour les autres catégories. La fixation du montant de la taxe est de la compétence des assemblées communales. En effet, cette taxe est mal perçue par les habitants suite à l'état de service actuel d'enlèvement des déchets. Ainsi que, la fixation de cette fourchette n'a pas pris en considération les caractéristiques socio-économiques des habitants.

Les questions principales auxquelles nous chercherons à répondre sont les suivantes : quels sont les facteurs qui peuvent influencer le comportement du citoyen en matière des politiques publiques locales afin de préserver l'environnement lié à la gestion de déchets ? Est-ce que la localisation d'une décharge a un impact sur le CAP ? Quel est son consentement à payer (CAP) pour améliorer la qualité de ce service ? Est-ce que les montants actuels de la TEOM sont adaptés aux conditions générales des ménages ?

⁹⁹ Au 31 décembre 2004 (dernières données disponibles).

L'utilisation de la méthode d'évaluation contingente se montre ici indispensable pour déterminer les facteurs qui influencent le CAP des ménages pour améliorer le service de déchets et déterminer le montant de la TEOM. [Afroz et al., \(2008\)](#) ont cherché à estimer le CAP des habitants de la ville de Dhaka au Bangladesh afin d'améliorer la qualité des services de collecte des déchets. Une enquête en face à face et un modèle théorique fondé sur la théorie d'utilité aléatoire ont été utilisés. Cette méthode a également été utilisée au Ghana pour analyser le CAP pour l'achat d'un compost issu des déchets municipaux dans des milieux urbains et périurbains par un modèle Probit ([Danso et al., 2006](#)). Une étude a été réalisée en Malaisie pour évaluer le CAP des entrepreneurs du secteur de construction et du bâtiment afin d'adopter une nouvelle gestion de leurs déchets de construction. La question de participer ou non au programme a été tout d'abord posée suivie d'une question ouverte dans le cas favorable ([Begum et al., 2007](#)). [Fonta et al., \(2007\)](#) ont employé la MEC pour établir une tarification pour une nouvelle gestion des déchets solides dans l'État d'Enuga au Nigeria. Un modèle Probit est utilisé pour identifier les caractéristiques des ménages qui vont probablement prévoir un CAP positif. Par ailleurs, une autre étude a été effectuée dans l'État d'Oyo au Nigeria ([Yusuf et al., 2007](#)) pour déterminer le CAP des habitants dans le cas d'une amélioration des services de déchets par un modèle Logit.

Jusqu'à aujourd'hui, aucune étude n'a été réalisée en Algérie pour ce type de problématique. L'objectif de cette étude est de déterminer les facteurs qui influencent la décision des ménages de participer aux coûts de gestion d'un nouveau programme de déchets. Cette étude vise à estimer le consentement à payer des habitants pour améliorer le service de la gestion des déchets en Algérie. Ce CAP peut être utilisé comme une référence aux décideurs politiques afin de revaloriser le montant de la TEOM et aux responsables locaux de fixer les taux. Elle permet de comparer les montants du CAP aux coûts liés à la réalisation de ce programme. Néanmoins, cette étude offre aux décideurs publics des éléments d'appréciation des comportements des individus en faveur de la protection et de la conservation de l'environnement. Outre les variables socioéconomiques des individus utilisées pour évaluer ce CAP, une variable de localisation ou de distance entre le domicile et la décharge a été introduite dans notre modèle pour estimer l'impact de cette dernière sur le CAP.

Nous allons définir tout d'abord notre territoire d'étude, la conception et le déroulement de l'enquête en présentant les caractéristiques de notre échantillon. L'analyse économétrique sera ensuite présentée. Elle compte deux étapes, un modèle à choix dichotomique utilisé pour déterminer les facteurs influençant la décision des individus à participer au programme et un modèle d'intervalle pour estimer le montant de CAP. Ensuite, les différents résultats obtenus seront présentés dans le cinquième point. Nous procéderons à la fin à une comparaison entre le CAP et le coût de revient estimé de la nouvelle gestion.

4.2. Territoire, et méthode de l'étude empirique

4.2.1. Localisation de l'étude

Le choix du territoire d'étude s'est porté sur la ville des Issers Wilaya de Boumerdès (Algérie) située à 60 km de la capitale Alger. Elle s'étend sur une superficie de 67,03 km² avec une population de 33 366 habitants en 2008 (27920 habitants en 1998 contre 22 387 habitants en 1987), soit un taux d'accroissement annuel moyen [T.A.A.M] de l'ordre de 1,95 %. La destination finale des déchets collectés au niveau de la ville est la mise en décharge sauvage située au sud-est de l'agglomération à côté d'un Oued (rivière). Elle s'étend sur une superficie d'environ un hectare et est située dans un domaine hydraulique, entourée par des activités agricoles (cultures maraîchères et arboriculture). Le déversement des différents types de déchets se fait d'une manière aléatoire. Les déchets sont brûlés à ciel ouvert. Cette situation peut porter préjudice à l'environnement, causant ainsi une pollution des eaux superficielles (Oued Djemaa) par une contamination directe de la nappe phréatique, à travers l'infiltration des lixiviats (eau très polluée ayant percolé à travers les déchets). Ainsi, elle peut être une source de nuisances et de désagréments (fumée, prolifération des animaux errants porteurs potentiels de maladies...). La localisation des quartiers est très hétérogène par rapport à l'emplacement de la décharge, de 0,29 km pour les plus proches à plus de 6 km pour les villages montagneux, et de 1,5 km du centre-ville.

La ville des Issers est décomposée selon le nouveau schéma de la gestion des déchets en quatre secteurs, chaque secteur contient des quartiers (voir le tableau 50). Ces secteurs sont établis selon divers critères : topographiques, répartition des établissements publics, démographiques et production des déchets.

Tableau 50 : Production des déchets selon les nouveaux secteurs

	Secteur 1	Secteur 2	Secteur 3	Secteur 4
Quartier	École de gendarmerie	Lotissement n°1	Ounougha	VSA
	Cité des 60 logements	Isser-ville	Ghomrassa	Djaouna
	OPGI	Logets évolutifs	Bouider	El Hamri
	Cité Chaabani	300 logts sociaux	Teurfa	Bouchakour
	Cité des 48 logements	Chalets		
	Coopérative immobilière	Cité FAS		
	Cité du 5 juillet	HLM.		
	Cité des 24 villas			
	Cité 104 logements			
	Cité 82 logements			
Nombre d'habitants	7173	8938	10559	6696
Tonnage généré (T/J)	4,44	5,54	6,57	4,15

Source : *Schéma directeur de la gestion des déchets de la commune des Issers, 2007.*

Ce schéma détermine les besoins en matière d'équipements et de personnels au niveau local pour améliorer le service de déchets actuel. Les besoins en bacs roulants ont été chiffrés à 832 bacs d'ici 2012 ainsi que l'acquisition des nouveaux camions de collecte et l'augmentation du nombre des personnels. Le coût total de mise en place de ce programme a été estimé à 21 475 328,7 DA. La production des DSM varie d'un secteur à un autre, elle est de 4,44 T/j dans le secteur 1, de 5,54 T/j dans le secteur 2 et de 6,57 et 4,15 T/j dans le secteur 3 et 4 respectivement. La quantité totale des déchets générée de la commune d'Isser est estimée à 21 tonnes par jour, soit un ratio de l'ordre de 0,62 kg/hab/jour (DEWB, 2007).

Le financement de la gestion de ce service doit être normalement assuré par la TEOM combinée avec le budget général en cas d'insuffisance des recettes de cette taxe. Le constat est que même avec l'hypothèse de 100 % de recouvrement et une valeur maximum de la TEOM, elle reste inférieure au coût de revient de la gestion des déchets. Le tableau ci-dessous présente le recouvrement des taxes selon trois hypothèses sur le territoire de notre étude de cas :

Tableau 51 : Montant de recouvrement de la TEOM selon 3 hypothèses

Désignation	Nombre	Hypothèse	Taux	Montant (DA)
Unités économiques	10	H1	10 000	100 000,00
		H2	50 000	500 000,00
		H3	100 000	1 000 000,00
Commerces, artisanats...	554	H1	1000	554 000,00
		H2	5000	2 770 000,00
		H3	10 000	5 540 000,00
Habitations	5235	H1	500	2 617 500,00
		H2	750	3 926 250,00
		H3	1000	5 235 000,00

Avec une quantité des DMA annuelles générées au niveau de la commune des Issers estimée à 7 550 tonnes, le recouvrement total sur la base des trois hypothèses serait de : 3 271 500,00 DA en H1 (soit 422,07 DA/t) ; de 7 196 250,00 DA en H2 (soit 953,02 DA/T) ; et de 11 775 000,00 DA pour H3 (soit 1559,40 DA/T). Par rapport au coût de gestion estimé à 2844,37 DA/T, c'est avec les valeurs de l'hypothèses H3, que la municipalité pourra couvrir environ 55 % des dépenses liées à la collecte, au transport et à la mise en décharge contrôlée ou un CET.

Figure 8 : Localisation de la ville et la décharge des Issers (Algérie)



4.2.2. Réalisation et administration de l'enquête

Nous ne nous intéressons dans cette étude qu'aux habitants afin de déterminer les facteurs qui sont susceptibles d'influencer leurs contributions financières au nouveau programme de la gestion de déchets. Nous présentons ci-contre une description de la population ciblée. L'enquête a été réalisée en face à face auprès 244 individus résidants dans les différents quartiers de la commune des Issers. Le choix de notre échantillon est basé sur la méthode d'échantillonnage par quotas en respectant la proportion de nombre de ménages composant les quatre secteurs cités précédemment. Nous avons bien visé les chefs de ménages, sachant qu'en 2007, 5 235 ménages résident dans notre zone d'étude. L'enquête a été conduite entre le début décembre 2008 et fin janvier 2009 avec une durée de quinze minutes par entretien. Deux scénarios ont été proposés à l'ensemble des personnes interrogées :

1. Le premier scénario est celui où l'État n'entraîne aucune amélioration sur le mode de gestion des déchets au niveau de la commune. Nous avons demandé aux ménages « *Quel serait alors le montant que vous seriez prêts à payer pour l'enlèvement des déchets ménagers* ». Une carte de paiement a été proposée afin de pouvoir comparer le CAP avec celui de scénario 2. La gestion actuelle correspond à la collecte des déchets et la mise en décharge communale non contrôlée.
2. Le second scénario, L'État décide d'élargir le PROGDEM au niveau de la commune. Elle prévoit de construire un CET,¹⁰⁰ d'éradiquer la décharge, et de modifier le mode de collecte. L'État assure les coûts d'investissement, en revanche les habitants doivent participer financièrement aux coûts de la gestion. Nous avons posé aux personnes sondées la question suivante : « *Accepteriez-vous l'idée que les habitants de la commune participent financièrement à l'amélioration de la collecte, du traitement et de l'élimination des déchets ménagers?* », la réponse doit être soit oui ou non. Ensuite, dans le cas favorable, une autre question de révélation du CAP est posée : « *Quelle serait la somme **maximum annuelle** que vous accepteriez de payer pour réaliser ce programme afin d'améliorer l'état de l'environnement de votre commune ? 0, 500, 1000, 1500,*

¹⁰⁰ Un CET intercommunal est en réalisation à Zemmouri pour un coût estimé à 370 millions de DA. Il dessert les communes de Zemmouri, Bordj Menaïel, Legata, Si Mustapha, Cap Djinet et Issers. L'expression du 28 septembre 2009 - page 8.

2000, 2500, 3000, 3500, 4000DA, plus ». Le choix de la carte du paiement s'est révélé plus adapté à notre cas, car les individus sont incertains de leurs CAP (Broberg et Brännlund, 2008). L'individu déclare son CAP à travers plusieurs propositions de 0 à plus de 4000 DA. La valeur minimale de 0 représente ici plus un comportement de protestation. En revanche, la valeur maximum peut aller jusqu'à plus de 4000 DA. Le choix maximum est fondé sur l'hypothèse que le coût de revient le plus adéquat est de 4000 DA/t estimé par le rapport Metap. Comme la gamme d'une carte de paiement est tronquée (Rowe, et al., 1996), par des réponses incertaines (Alberini et al., 2003), une troisième question a été posée pour contrôler l'incertitude de l'individu et d'obtenir sa valeur de pointe via une question ouverte : « *Quelle somme alors accepteriez-vous de donner en plus de..... dinars que vous avez déjà annoncée dans la question 20 ?* ».

La réalisation et l'administration du questionnaire ont fait l'objet de toute notre attention en respectant les recommandations techniques faites par le panel de l'NOAA (1993) pour que la MEC soit capable de fournir l'information fiable sur les valeurs passives d'un bien ou d'un service. Carson (1999) a porté une attention particulière à l'élaboration du questionnaire pour valider la qualité d'une étude de MEC. Nous avons utilisé des photos de la décharge sauvage de la ville, d'un futur CET, des modes de la collecte et de transport ainsi que les équipements de pré-collecte comme le suggère l'NOAA. De même, nous étions plus prudents dans l'utilisation et l'administration de la méthode d'évaluation contingente comme le souligne Whittington (1998) lorsque cette méthode est appliquée dans les pays en voie de développement.

Notre questionnaire final comporte 26 questions et se divise en trois parties. La première partie inclut des questions concernant les caractéristiques socio-économiques des personnes interrogées (sexe, revenu, profession, étude, âge...). Les variables décrivant la perception environnementale des individus et leurs opinions sur le service des déchets sont posées dans la deuxième partie. La troisième partie est consacrée aux questions de consentement des individus selon notre scénario présenté ci-dessus. Des questions géographiques ont été posées notamment : la distance des habitants par rapport à la localisation de la décharge ; la préférence des habitants concernant l'emplacement d'un futur CET par rapport à leur domicile ainsi que leur quartier.

Le questionnaire a subi un pré-test auprès de 16 individus afin de faire apparaître les incompréhensions de questions et d'analyser l'ensemble de nos variables, ainsi que l'opportunité de compléter des omissions. Ce pré-test nous a permis de corriger la variable revenu dont on a augmenté le nombre de classes proposées en passant de 6 classes à 10 classes afin d'avoir une variabilité de catégorie de notre échantillon. Cette modification est due aux différentes augmentations des salaires durant ces dernières années. Les photos utilisées ont bien éclairé le mode actuel de collecte et d'élimination des déchets. Elles ont aidé les individus à comparer entre une décharge sauvage et un CET, entre un bac roulant et un point de pré-collecte non contrôlé etc.

Concernant le véhicule de paiement, nous avons demandé aux personnes interrogées de choisir entre un fonds destiné uniquement à la gestion des déchets ou une taxe intégrée au budget communal. L'ensemble des individus aurait préféré verser directement leur contribution financière à une caisse spéciale destinée à la gestion des déchets (92,74%) et non pas au budget communal à travers une taxe locale. Cette démarche renvoie aux constats faits par le rapport du ministère sur la TEOM dont il a enregistré un problème général de recouvrement de la fiscalité locale en Algérie (MATE, 2005).

4.2.3. Présentation de l'échantillon

Le tableau 52 fournit la description des variables utilisées dans l'analyse incluant le nombre et la fréquence de chaque variable. L'échantillon comporte plus d'hommes (92,21 %) que de femmes (3,28 %) cela peut être expliqué par le fait que dans les sociétés d'Afrique du Nord, conservatrices, l'homme est souvent le chef de famille et de ce fait responsable des dépenses. Cette variable a été exclue de notre modèle en l'absence de critère de variation. La distribution de l'âge est censurée à gauche puisque seules les personnes de plus de 25 ans ont été interrogées. Leur âge varie de 25 à 70 ans avec une moyenne de 47 ans.

Les études des déterminants d'attitude environnementale identifient l'âge comme un facteur important. Le niveau d'étude des personnes interrogées est très hétérogène avec 62 individus d'un niveau scolaire allant de sans scolarité au niveau primaire et le même nombre pour tous les autres niveaux. Si l'on additionne les trois niveaux

d'éducation les plus bas, nous arrivons à plus 52 % de l'échantillon. Ceci est dû à la moyenne d'âge de notre échantillon dont plus de la moitié est née avant 1962, année de l'indépendance. Notre variable d'éducation incluse dans le modèle économétrique consiste en deux catégories, avoir un niveau du secondaire et plus, et un niveau inférieur au secondaire (regroupé sans niveau, primaire et collège).

Les fonctionnaires représentent 28,69 % des individus, ceci s'explique par le fait que la fonction publique reste le secteur dominant dans l'emploi en Algérie. Le taux élevé des retraités est dû au départ volontaire des employés avant l'âge légal de retraite fixé à 60 ans suite aux réformes économiques engagées depuis 1990. Les ouvriers représentent 18,85 %, les commerçants 12,3%, les agriculteurs 8,20 %, les professions libérales 3,69 %. Les personnes ayant déclaré être sans emploi avoisinent les 10 %, une grande partie est constituée des jeunes de moins de 35 ans. La majorité d'entre eux exerce une activité non déclarée (informelle) qui permet d'avoir un revenu instable et 22 % des interviewés ont un revenu inférieur au SNMG.¹⁰¹ Près de la moitié de l'échantillon déclare un revenu entre 20 000 et 40 000 DA, et près de 13 % ont un revenu supérieur à 40 000 DA. La variable revenu a été incluse dans le modèle comme variable binaire, en distinguant les personnes en deux catégories, supérieures et inférieures à 15 000 DA par mois.

Le type d'habitation varie entre immeubles à 31,97 %, maisons individuelles 42,21 % et les maisons traditionnelles 25,82 % (précaire, préfabriqué, maison en pisé). Le nombre de personnes dans un foyer de notre échantillon est d'une moyenne de 5,27 personnes. Ce ratio est près de la moyenne de la wilaya (département) de Boumerdès (6,5 personnes) et de la moyenne nationale (5,9 personnes) (ONS, 2008).

¹⁰¹ Salaire national minimum garanti de 2009, 15 000DA.

Tableau 52 : Caractéristiques socio-économiques des interviewés

Signalétique	Nombre d'individus	Moyenne
Sexe		
Homme	225	92,21 %
Femme	8	3,28
Age		47
[25, 35]	36	14,75 %
[36, 45]	69	28,28
[46, 55]	75	30,74
[56, 65]	56	22,95
[66, 75]	5	2,05
Nombre de personnes du foyer		5,27
3	36	14,76 %
4	50	20,95
5	56	22,95
6	51	20,90
7	27	11,07
+8	24	9,84
Profession		
Agriculteur	20	8,20 %
Commerçant	30	12,30
Ouvrier	46	18,85
Profession libérale	09	3,69
Fonction publique	70	28,69
Retraité	39	15,98
Sans emploi	23	9,43
Niveau d'études		
Sans	21	8,61 %
Primaire	41	16,80
Secondaire	63	25,82
Lycée	60	24,59
Universitaire	45	18,44
Plus de Bac +5	14	5,74
Revenu		
Moins de 5 000 DA	13	5,33 %
5 000 et 10 000	17	6,97
10 000 et 15 000	24	9,84
15 000 et 20 000	58	23,77
20 000 et 30 000	60	24,59
30 000 et 40 000	41	16,80
40 000 et 50 000	19	7,79
50 000 et 60 000	7	2,87
60 000 et 70 000	3	1,23
70 000 et 80 000	2	0,82
Habitation		
Immeuble	78	31,97
Maison individuelle	103	42,21
Maison traditionnelle	63	25,82
Distance		1,69

4.2.4. Résultats qualitatifs

Les résultats de l'enquête nous ont montré que la majorité des habitants de la commune connaît la décharge et cela est dû essentiellement à l'emplacement de cette dernière. Elle est située au bord d'une route reliant le centre-ville et plusieurs villages. De plus, l'incinération des déchets à ciel ouvert pour leur élimination engendre des

fumées ce qui facilite sa connaissance. Les maladies causées par les décharges sont bien connues par 88 % des individus notamment des maladies de type allergène, cancérigène (provoquant des cancers). En revanche, l'impact des décharges sur la valeur foncière (prix des logements et des terrains), sur l'environnement (la dégradation des paysages, la pollution des eaux souterraines, de surfaces et de l'air) sont moins connus. Plus de 56,15 % des personnes interrogées ne connaissent pas ces impacts.

Dans le même sens, peu de personnes ont déjà entendu parler du dispositif prévu par la loi de finances de 2003 de reversement de 15 % de la TEOM aux ménages, lorsque les communes mettent en place un système de tri sélectif au sein de leurs territoires.

Tableau 53 : Description des variables environnementales des personnes interrogées

Variables		Effectifs	Proportion %
Connaissance de la décharge	Non	23	9,43
	Oui	221	90,57
Connaissance d'impact de la décharge	Non	137	56,15
	Oui	107	43,85
Connaissance des maladies causées par les décharges	Non	29	11,89
	Oui	215	88,11
Connaissance du dispositif de 15 % de TEOM reversée au ménage	Non	210	86,07
	Oui	34	13,93
Satisfaction de la qualité de gestion actuelle	Non	210	86,07
	Oui	34	13,93
Prêt à trier les déchets	Non	39	15,98
	Oui	205	84,02
Politique environnementale	Non	195	79,92
	Oui	49	20,08

Seules les personnes travaillant dans l'administration publique déclarent avoir connaissance de ce dispositif. Ce faible taux de connaissances est corrélé, d'une part par l'absence de campagnes d'information et de sensibilisation et d'autre part par l'absence de système de tri sélectif au sein des communes qui obligent ces dernières à appliquer ce dispositif sur la question de la qualité des services actuels de collecte et d'élimination des déchets, une grande partie des ménages ne sont pas satisfaits. Les habitants de deux quartiers déclarent être satisfaits du mode de pré-collecte et de collecte et non par le mode d'élimination. Ces deux quartiers ont bénéficié en 2007 d'équipements nouveaux de pré-collecte, et un changement de mode et de fréquence de la collecte. En plus, des habitants de l'école de gendarmerie ont bénéficié des dispositifs particuliers en matière de collecte. La non-satisfaction des services de

déchets est le résultat d'une absence totale de service de collecte dans l'agglomération secondaire et des zones éparses. Néanmoins, la majorité (85 %) des personnes interrogées ont déclaré qu'elles sont prêtes à trier leurs déchets à la source. Concernant la mise en œuvre du nouveau programme, l'ensemble des interviewés sont tout à fait d'accord avec le programme, ils pensent que l'application de ce programme élimine les externalités négatives liées au service actuel des déchets notamment les nuisances olfactives, pollution du milieu biophysique (sol, air, eau), et la dégradation du cadre de vie. Il permet d'avoir une meilleure image de leur quartier et de protéger leur famille des maladies.

Par ailleurs, dans l'hypothèse de construction d'un futur CET, on a posé une question aux habitants sur leurs distances préférées pour la réalisation de ce projet, « *Quelle est la distance qu'accepteriez-vous pour la construction d'un centre d'enfouissement des déchets par rapport à votre domicile ?* ». La majorité des individus ont exprimé une distance supérieure à leurs distances actuelles par rapport à la décharge. Plus de 198 personnes ont choisi entre 3 et 5km. Ce constat rejoint le phénomène «NIMBY» déjà enregistré dans quelques wilayas (Bejaïa, Tizi-ouzou) dont le choix des terrains pour la construction des CET a connu un refus et une opposition de la part des riverains.

Tableau 54 : Distribution du choix de l'emplacement d'un futur CET (km)

Valeur (km)	effectif	%
1	3	01.23
1.5	4	01.64
2	33	13.52
2.5	6	02.46
3	161	65.98
3.5	1	00.41
4	10	04.10
4.5	1	00.41
5	25	10.25
Total	244	100.00

4.3. Analyse économétrique

L'analyse économétrique s'est effectuée par un modèle *Probit* pour déterminer les variables qui peuvent influencer la décision d'un individu à participer financièrement ou non à un nouveau programme de gestion des déchets. Ensuite à travers l'estimation d'un modèle d'intervalle pour calculer le montant du CAP dans les

deux scénarios décrits ci-dessus. Le tableau 55 présente l'ensemble des variables incluses dans nos modèles ainsi que leurs codifications :

Tableau 55 : Codification des variables

Désignation des variables		Codification
CAP	Le consentement à payer dans la situation améliorée	1 ^{er} offre {0,500,1000,1500,2000,2500,3000,3500,4000, plus) 2 ^{ème} offre : Ouvert
CAP_0	Le consentement à payer dans le statu quo	1 ^{er} offre {0,500,1000,1500,2000,2500,3000,3500,4000, plus)
Prob	Accepter de participer au programme	Prob= 1 si oui, 0 sinon
Rev	Le revenu mensuel du chef de ménages DA	Revenu = 1 si >15000 DA , 0 sinon
Edu	Le niveau d'éducation du chef de la famille	Éducation = 1 si >= au lycée, 0 sinon
Age	L'âge du chef de ménages	An
Nb_t	Le nombre de personnes travaillant dans la famille : variable dummy	Nb_t = 1 si une personne, 0 si plus
Nb_f	Le nombre d'enfants	Variable discrète
Hab	Le type d'habitat	Habitation = 1 si moderne, 0 sinon
Sensibilisation environnementale		
Con_tri	La connaissance de système de remboursement de 15 % de la TEOM en cas du trie sélectif	Con _t = 1 si oui = 0 si non
Con_d	La connaissance de l'existence	Con _d = 1 si oui = 0 si non
Con_i	La connaissance d'impacts des décharges sauvages	Con _i = 1 si oui = 0 si non
Con_m	La connaissance des maladies	Con _m = 1 si oui = 0 si non
Qua	La qualité de service de déchets : variable dummy	Qua = 1 si oui = 0 si non
Tri	L'acceptabilité des ménages à trier leurs déchets	Trie = 1 si oui = 0 si non
Pol_env	La politique environnementale	Pol_env 1 si oui, 0 sinon
Caractéristiques géographiques		
Dis	La distance du domicile par rapport à la décharge	Km (continue)
Dis_CET	La distance d'implantation du CET	Km (continue)

1) Les déterminants de la décision par un modèle Probit, Logit

Dans notre modèle, la décision (Y) qu'un individu accepte de participer financièrement au programme de gestion de déchets, est une variable discrète. Elle prend deux valeurs 1 et 0 :

$$Y = 1 \text{ si } l'individu (i) \text{ accepte de participer au programme}$$

$$Y = 0 \text{ sinon}$$

Supposons que chaque individu (i) dispose d'une capacité de définir un niveau de qualité de service des déchets (γ) qui se traduit par un seuil inobservable, noté y_i^* . Pour analyser ce type de modèle, nous utilisons une approche fondée sur une variable sous-jacente ou latente y_i^* qui est non-observable. La variable observée est une variable dummy y_i définis par :

$$y_i = \begin{cases} \mathbf{1} & \text{si } y_i^* > \gamma \\ \mathbf{0} & \text{sinon} \end{cases} \quad (90)$$

C'est l'idée derrière le modèle Probit et Logit (Maddala, 2001). Cette approche suppose le modèle de régression suivant :

$$y_i^* = \beta_0 + \sum_{j=1}^k \beta_j x_{ij} + \varepsilon_i \quad (91)$$

Le modèle Probit et le modèle Logit diffèrent par la spécification de la répartition du terme d'erreur ε dans l'équation (91).

Notons P_i la probabilité que $y_i^* > \gamma$:

$$P_i = \text{prob}(y_i = 1)$$

$$P_i = \text{prob}(y_i^* > \gamma)$$

$$P_i = \text{prob}\left(\beta_0 + \sum_{j=1}^k \beta_j x_{ij} + \varepsilon_i > \gamma\right)$$

$$P_i = 1 - F\left[\left(\beta_0 + \sum_{j=1}^k \beta_j x_{ij} - \gamma\right)\right]$$

Où $F(\cdot)$ est la fonction de répartition du terme d'erreur ε . Nous admettons que la distribution d' ε_i est symétrique alors $1 - F(\mathbf{Z}) = F(\mathbf{Z})$, donc nous pouvons écrire :

$$P_i = F\left(\beta_0 + \sum_{j=1}^k \beta_j x_{ij} - \gamma\right) \quad (92)$$

La forme de fonction de F dépendra du terme d'erreur. Si la fonction de la répartition suit une loi logistique, nous avons un modèle Logit :

$$F(X_i) = \frac{\exp(X_i)}{1 + \exp(X_i)} \quad (93)$$

Si ε dans l'équation 91 suit une répartition normale, donc nous avons un modèle Probit :

$$F(X_i) = \int_{-\infty}^{X_i/\sigma} \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{t^2}{2}\right) dt \quad (94)$$

Pour chaque individu i , le vecteur X_i est défini de la manière suivante :

$$X_i = \begin{pmatrix} \mathbf{cons} \\ \mathbf{\hat{a}ge} \\ \mathbf{\hat{a}ge * \hat{a}ge} \\ \mathbf{Edu} \\ \mathbf{Rev} \\ \mathbf{Nb_t} \\ \mathbf{Nb_f} \\ \mathbf{Con_d} \\ \mathbf{Con_i} \\ \mathbf{Con_m} \\ \mathbf{Dis} \\ \mathbf{Dis * Dis} \\ \mathbf{Hab} \end{pmatrix} = (\mathbf{cons}, \mathbf{\hat{a}ge}, \mathbf{Revenu}, \mathbf{Education}, \dots \dots)'$$

2) L'estimation du CAP par un modèle d'intervalle

Le calcul du CAP issu d'une carte de paiement est effectué en appliquant la méthode de régression par intervalle (*Interval Data Model*)¹⁰² (Terra, 2005). Avec une carte de paiement, l'individu choisit une valeur parmi une série des valeurs proposées. Il peut être déduit que le vrai CAP se trouve dans l'intervalle entre la valeur choisie et la valeur suivante (Cameron et Huppert, 1988). La technique utilisée dans les modèles d'intervalles est celle de maximum de vraisemblance (ML) qui est plus fiable que celle des MCO qui utilise les milieux d'intervalle comme variable dépendante (Cameron et Huppert, 1989). Cette méthode a été utilisée par plusieurs chercheurs, Zhongmin et al., (2003), pour évaluer la valeur économique totale de la restauration d'écosystème dans la région Ejina en Chine (voir par exemple, Kathiravan et al., 2007 ; Welsh et Poe, 1998 ; Alberini et al., 2003 ; Oueslati et al., 2008).

¹⁰²La maximisation de la vraisemblance du modèle a été réalisée sous Stata 10.0 par la commande *intreg*.

Nous supposons que le vecteur $CAP = \{CAP_1, CAP_2, \dots, CAP_j\}$ représente les valeurs de la carte de paiement. Dans notre étude, CAP_{Bi} représente la borne annoncée par l'individu (i), CAP_{Hi} est la borne supérieure suivante non choisie par l'individu. Le CAP_i est compris alors quelque part dans l'intervalle $[CAP_{Bi}, CAP_{Hi}]$. Donc $\log(CAP)_i$ est entre le $\log(CAP_{Hi})$ et $\log(CAP_{Bi})$. La fonction de CAP_i peut être écrit sous forme d'une fonction log-normal :

$$\log(CAP_i) = X_i' \beta + \varepsilon_i$$

avec ε_i est une répartition suivant une loi normale de moyenne 0 et écart-type σ . La probabilité s'écrit :

$$\begin{aligned} \Pr (CAP_i, \subseteq (CAP_{Bi}, CAP_{Hi})) \\ = \Pr \left(\frac{(\log CAP_{Bi} - X_i' \beta)}{\sigma} < CAP_i < \frac{(\log CAP_{Hi} - X_i' \beta)}{\sigma} \right) \end{aligned} \quad (95)$$

La probabilité (95) peut être écrite comme la différence entre deux densités normales :

$$Pr(CAP_i) = \Phi \left[\frac{(\log CAP_{Hi} - X_i' \beta)}{\sigma} \right] - \Phi \left[\frac{(\log CAP_{Bi} - X_i' \beta)}{\sigma} \right]$$

où X_i est un vecteur des caractéristiques d'un individu, β sont des coefficients de régression, CAP_i est une variable aléatoire normale standard, Φ fonction de densité normale cumulée. La fonction de maximum de vraisemblance de n observations s'écrit :

$$\log L = \sum_{i=1}^n \log \left[\Phi \left(\frac{(\log CAP_{Hi} - X_i' \beta)}{\sigma} \right) - \Phi \left(\frac{(\log CAP_{Bi} - X_i' \beta)}{\sigma} \right) \right] \quad (96)$$

Nous estimons en premier lieu le consentement à payer dans le cas de scénario (1) ensuite le CAP dans le scénario 2 en utilisant les différents intervalles.

Puisque l'estimation du CAP dans notre cas doit être non-négative et puisque des études empiriques précédentes (Cameron et Huppert, 1988 et 1989) ont indiqué que la distribution d'estimations est fréquemment biaisée et proposent l'utilisation d'une distribution conditionnelle *log-normal*. Dans ce cas, l'espérance du CAP_i pour chaque individu s'écrit sous la forme suivante :

$$E[\text{CAP}_i | \mathbf{X}_i, \hat{\boldsymbol{\beta}}, \hat{\boldsymbol{\sigma}}] = \exp\left(\mathbf{X}_i' \hat{\boldsymbol{\beta}} + \frac{\hat{\boldsymbol{\sigma}}^2}{2}\right) \quad (97)$$

4.4. Résultat des modèles

(i) Les déterminants de la décision à la participation au nouveau programme de la gestion des déchets municipaux.

Tableau 56 : Comparaison du Modèle Probit et du modèle Logit

Variables	Modèle Probit		Modèle Logit		
	Coeff	$P > z$	Coeff-ajus	Coeff	$P > z$
Constante	-6.24310	0.005	-7,6594	-12.255	0.007
Age	0.22294	0.027	0,2881	0.4609	0.027
Age*Age	-0.00222	0.031	-0,0029	-0.0046	0.029
Niveau d'étude + lycéen	0.46883	0.089	0,4960	0.7936	0.121
Revenu > au 15 000 DA	1.64791	0.000	2,0275	3.2440	0.000
Nombre de personnes au foyer	-0.04332	0.572	-0,0587	-0.0939	0.512
Habitation moderne	0.99968	0.000	1,1891	1.9025	0.000
Être seul à travailler	-0.62413	0.012	-0,7875	-1.2600	0.013
Distance domicile / décharge	0.60328	0.105	0,8255	1.3207	0.065
Distance*distance	-0.08695	0.083	-0,1201	-0.1921	0.048
Connaissance de la décharge	-0.04014	0.941	-0,3672	-0.5875	0.587
Connaissance d'impacts de la décharge	0.91172	0.014	1,2808	2.0493	0.006
Connaissance des maladies dues à la décharge	0.72300	0.055	0,9243	1.4788	0.059
Mcfadden R-squared	0.454848		0.467274		
Akaike info criterion	0.600196		0.588944		
Schwarz criterion	0.786521		0.775268		
Log likelihood	-60.22392		-58.85115		
Obs with Dep=0	41		41		
Obs with Dep=1	203		203		

Nous avons retenu l'hypothèse quadratique pour la variable âge et distance afin de tester la relation non linéaire entre le CAP et ces deux variables.

Afin de comparer les résultats de différents modèles, les coefficients de modèle Probit ont été laissés comme ils ont été calculés. Les estimations des paramètres β_i de modèle Logit ont été ajustées en les multipliant par 0,625 comme le souligne Wooldridge (2002), Maddala (2001) qui font référence à une suggestion d'Amemiya puisque la distribution Logit a une variance $\pi^2/3$, donc les coefficients obtenus par le modèle Logit doivent être multiplié par $\sqrt{3}/\pi$ pour qu'on puisse comparer les deux modèles. Les coefficients de nos modèles ne sont pas trop différents les uns des autres. Pour juger la bonne adéquation des modèles, nous avons utilisé R^2 McFadden qui est

de 0,43. Autres tests permettant la validité générale du modèle, le critère d'Akaike¹⁰³ ($AIC= 0,60$) et le critère de Schwartz¹⁰⁴ ($SC = 0,78$). Ces deux critères sont utiles pour comparer des modèles différents portant sur les mêmes données. Nous préférons le modèle pour lequel ces statistiques ont la valeur la plus faible (Le Blanc et al., 2000). Comme les statistiques sont presque toujours égales entre les résultats du modèle Logit et du modèle Probit et donc nous retenons le modèle Probit pour l'étude.

L'analyse de résultats des modèles économétriques présentés dans le tableau 56 montre que parmi les variables significatives au seuil de 10%, on note le niveau d'éducation des personnes ayant suivi des études à partir du lycée (lycée, université...). Cette variable influence positivement la probabilité de participer au programme, ce qui est soutenu par la littérature. En effet, les individus ayant atteint un niveau d'éducation sont plus conscients des externalités négatives dues aux déchets et donc sont plus prêts à participer au programme. Autres variables, la distance entre la décharge et le lieu de résidence a un signe positif et ($distance*distance$) a un signe négatif. Chaque fois qu'on s'éloigne de la décharge, la probabilité de participer au programme est plus élevée. Les habitants résidant dans les quartiers situés dans un périmètre de plus d'un kilomètre ont tendance à participer à ce programme afin de rester à distance des nuisances de la décharge. À l'inverse, les habitants les plus proches ont tendance à ne pas participer au programme parce qu'ils pensent qu'ils subissent déjà plusieurs sortes de nuisances. Il semblerait que les conditions de vie de ces personnes (bidonvilles, habitations sauvages sans permis de construire ou précaire), soient la cause du peu d'intérêt porté au projet. De même, les habitants éloignés de la décharge pensent qu'ils sont protégés des externalités négatives de la décharge. Ils disposent d'une autre alternative pour éliminer leurs déchets (dans une grande partie ce sont des ruraux qui réutilisent leurs déchets ménagers pour des fins agricoles) ce qui explique le signe négatif de la variable quadratique de la distance.

Au seuil de 5 %, l'âge a un signe positif, cela veut dire, que plus on est âgé plus la probabilité d'accepter d'intégrer le programme augmente jusqu'à un certain seuil.

¹⁰³ $AIC=2\log L+2K$ où K est le nombre de paramètres à estimer ($K=12$)

¹⁰⁴ $SC= - 2\log L+K\log l$ où l est le nombre total d'observations (ici $l = 244$).

Mais cette relation n'est pas linéaire, car la variable (Age*Age) montre que cette variable prend un signe négatif mais avec une faible probabilité (-0,002).

Autre variable, être seul à travailler dans un foyer influence négativement. Ceci signifie que les ménages avec une seule personne ayant un travail (dans la grande majorité des cas, le chef de famille) ont tendance à ne pas accepter de participer au programme. En revanche, plus le ménage compte de personnes exerçant une activité rémunératrice (par exemple le cas où les deux parents exercent une profession) plus la décision de participer est positive. De fait, avoir plus d'une personne active dans un foyer laisse le chef de ménage dans une situation financière plus stable. Les personnes connaissant des maladies causées habituellement par l'insalubrité des décharges accepteront de contribuer aux coûts de la gestion de nouveau programme. Cette participation permettra de limiter l'impact des nuisances sur la santé de leurs familles. Les individus ayant déclaré avoir des connaissances sur l'impact des décharges sur les valeurs de l'immobilier, l'air et le sol ont tendance à participer au programme afin de limiter l'effet de ces impacts sur leur quotidien. Les deux variables qui sont significatives au seuil de 1% avec un effet positif, la variable revenu et la variable type d'habitation. Concernant le revenu, ce rapport positif est généralement soutenu par la littérature sur CAP. Avoir une habitation moderne (immeuble, ou maison individuelle) influence positivement la décision de participer au financement du programme.

Le nombre d'enfants dans le foyer n'est pas significatif. Avoir trois enfants ou huit dans un ménage n'a aucun effet sur la décision de participer financièrement au service des déchets. L'importance et la nécessité de service d'enlèvement et de collecte des déchets laissent les ménages indifférents. Notre prédiction était que l'augmentation des dépenses de consommations des biens alimentaires, durables et semi-durables des ménages due au nombre d'enfants composant un foyer influence le CAP à la baisse.

Le tableau 57 nous fournit la qualité de prédiction des modèles pour la variable de décision «*Accepter ou non de participer financièrement au programme de gestion des déchets*». La prédiction consiste à mesurer l'aptitude du modèle à reproduire les valeurs observées d'*Y* sur l'échantillon qui a servi à l'estimation des coefficients à un seuil de 50% ($C=0.5$). Les résultats mettent en avant que les modèles prédisent

correctement la décision de « *participer financièrement au programme* » dans 96 % des cas et il prédit correctement la décision de « *ne pas participer au programme* » dans 60% des cas. Enfin, les deux modèles prédisent correctement la décision des individus dans 91%.

Tableau 57 : Prédicibilité des modèles Probit et Logit

Expectation-Prediction Evaluation for Binary Specification - Success cutoff: C = 0.5						
	Probit model			Logit model		
	Dep=0	Dep=1	Total	Dep=0	Dep=1	Total
P(Dep=1)≤C	25	7	32	26	6	32
P(Dep=1)>C	16	196	212	15	197	212
Total	41	203	244	41	203	244
Correct	25	196	221	26	197	223
% Correct	60.98	96.55	90.57	63.41	97.04	91.39
% Incorrect	39.02	3.45	9.43	36.59	2.96	8.61
Total Gain*	60.98	-3.45	7.38	63.41	-2.96	8.20
Percent Gain**	60.98	NA	43.90	63.41	NA	48.78

*Change in "% Correct" from default (constant probability) specification
 **Percent of incorrect (default) prediction corrected by equation

Le tableau 58 indique, pour chaque variable explicative son impact marginal sur la probabilité de participer au programme. Concernant l'effet marginal de l'Age, il a été calculé par la forme suivante :

$$\Delta \hat{Y} \approx (\hat{\beta}_1 + 2\hat{\beta}_2 age)\Delta age, \text{ donc } \Delta \hat{Y}/\Delta age \approx \hat{\beta}_1 + 2\hat{\beta}_2 age \quad (\text{Wooldridge, 2002}).$$

Nous avons le coefficient d'Age qui est positif (0,22294), et le coefficient d'Age² négatif (-0,00222), ceci implique que l'âge a un effet décroissant sur la probabilité de participer. Donc (0,22294-2(0,00222) (1) = 0,21 le passage à 25 ans a un effet de 0,111 sur la probabilité de participer et de 0,067 à 35 ans. La forme quadratique a une forme parabolique, un effet positif jusqu'à un certain point, puis négatif après ce point. L'âge correspondant au point de retournement de la courbe (le « pic ») est obtenu par l'équation:

$$Age^* = \lfloor \hat{\beta}_1 / 2\hat{\beta}_2 \rfloor, \text{ Age}^* = 0,22294 / [2(0,00222)] = 50,21 \text{ donc l'effet à 51 ans est de } (-0,0035).$$

De même, les personnes ayant le niveau d'étude supérieur au lycée ont également une probabilité de 0,059 en plus par rapport aux autres. Les agents qui ont un revenu dépassant le SNMG sont plus sensibles à une participation au programme ; la probabilité qu'ils y adhèrent augmente de 0,38 par rapport aux personnes ayant un

revenu plus faible. Les probabilités des personnes qui habitent dans un immeuble ou une maison individuelle (habitation moderne) sont plus élevées que ceux qui résident dans des habitations précaires ou traditionnelles de 0,18.

Tableau 58 : Effets marginaux du modèle Probit

Variable	Probit model	
	dF/dx	P>z
Age	0.02877	0.027
Age*Age	-0.00028	0.031
Niveau d'étude + lycéen *	0.05964	0.089
Habitation moderne *	0.18073	0.000
Nombre de personnes au foyer *	-0.00559	0.572
Revenu > au 15 000 DA *	0.38232	0.000
Être seul à travailler *	-0.07676	0.012
Distance domicile / Décharge	0.07786	0.105
Distance*distance	-0.01122	0.083
Connaissance de la décharge *	-0.00505	0.941
Connaissance d'impacts de la décharge *	0.13240	0.014
Connaissance des maladies dues à la décharge *	0.13733	0.055

(*) dF/dx is for discrete change of dummy variable from 0 to 1.

L'effet marginal de la variable distance est calculé par $\Delta \log(\hat{Y}) \approx \{[0,6032 + 2(-0,0869)]dis\} \Delta dis$. L'effet à un km donne $[0,6032 + 2(-0,0869)](1) = 0,42\%$; pour 2 km l'augmentation sera de $[0,6032 + 2(-0,0869)](2) = 0,85\%$. Cet effet sera négatif dès le 3,46 km, d'où ; $Dis^* = |\hat{\beta}_1 / 2\hat{\beta}_2| = |0,6032 / 2(-0,0869)| = 3,46km$. En d'autres termes, chaque fois que la distance augmente, la probabilité de participer au programme est positive. À une certaine distance, les individus n'acceptent pas de participer au programme et leurs probabilités diminueraient.

En plus, du fait de connaître les maladies causées par les déchets, la probabilité d'accepter l'idée de participer au financement de service des déchets augmente de 0,137 par rapport aux personnes qui ignorent ces maladies. De même pour la variable connaissance d'impact avec un effet marginal de 0,13 sur la probabilité de payer.

(ii) *Le calcul des CAP selon les deux scénarios*

Les résultats descriptifs du CAP dans le cas de *statu quo* soulignent que 57,79 % des individus ont un CAP égal à 0. Seules les personnes ayant indiqué qu'ils n'acceptent pas l'idée de participer financièrement au service de déchets ont été considérées comme des vrais zéros. Le reste a été considéré comme de faux zéros,

donc leur CAP est compris dans l'intervalle [0, 500]. Pour le reste, nous appliquons la méthode proposée par Cameron et Huppert (1989).

Tableau 59 : Distribution des fréquences de CAP dans le *statu quo*

CAP	0	500	1000	1500	2000	2500	3000
Effectif	141	45	44	7	4	2	1
%	57.79	18.44	18.03	2.87	1.64	0.82	0.41

Le tableau ci-dessus nous renseigne sur la valeur de CAP dans le cas où la collectivité ne fait aucun effort pour améliorer la qualité de service des déchets actuel. Nous avons retenu six variables qui sont significatives à un seuil de 10 % pour estimer le CAP moyen et médian. La forme quadratique de la variable Age n'est pas vérifiée dans ce cas contrairement au modèle Probit.

Nous avons procédé à l'utilisation d'une méthode fondée sur le maximum de vraisemblance estimée par le modèle d'intervalle.

Tableau 60 : Estimation du CAP dans le scénario sans amélioration (actuel)

	Coef	P> z
Constante	-0.778248	0.322
Age	0.023503	0.100
Niveau d'étude + lycéen	0.789361	0.008
Habitation moderne	1.850822	0.000
Revenu > au 15 000 DA	2.913463	0.000
Distance domicile / décharge	0.329079	0.062
Distance ²	-0.057788	0.059
σ	1.955828	
Log pseudo likelihood	-429.05912	
Wald chi2(6)	121.9	
Prob > chi2	0.0000	

Après estimation des coefficients et de σ , le CAP moyen est de 600 DA un peu plus que la valeur minimum de 500 DA qu'une collectivité peut fixer dans le cadre de la TEOM prévue par la loi de finances de 2002. La médiane est de 673 DA.

Tableau 61 : Prédiction de la valeur du CAP dans le statut quo

Variable	Observation	Moyenne	Médiane
CAP	244	227	207
CAP>0	103	1118	1222
CAP>0 vrai zéro	203	600	673

Concernant le second scénario, parmi 244 questionnaires valables, il y avait 208 personnes interrogées (83,20 %) désiraient payer une somme d'argent pour le nouveau programme de gestion des déchets solides et seulement 41 personnes

interrogées (16,80 %) qui ont choisi l'option d'un CAP égal à zéro. Ces valeurs nulles résultent d'attitudes de protestation (refus de se substituer à l'État, [Beaumais, et Chiroleu-Assouline, 2002](#)). Parmi les 208 personnes ayant déclaré un CAP positif, 38 d'entre elles ont annoncé une valeur complémentaire nulle. En total, près de 70 % de l'échantillon ont un CAP complémentaire compris entre 100 et 2000 DA.

Tableau 62 : Distribution des fréquences du CAP dans le scénario 2

CAP_{cp}	0	500	1000	1500	2000	2500	3000	3500	4000	Plus
effectif	41	57	62	38	19	11	14	1	1	0
%	16.80	23.36	25.41	15.57	7.79	4.51	5.74	0.41	0.41	0
CAP_{qo}	0	100	200	250	300	400	500	1000	1500	2000
effectif	79	8	32	2	1	1	91	28	0	2
%	32.38	3.28	13.11	0.82	0.41	0.41	37.30	11.48	0	0.82

Pour l'analyse du CAP moyen et médian, nous construisons trois modèles différents. Chaque modèle est basé sur un intervalle bien défini. Les fréquences de choix d'intervalle de la carte de paiement apparaissent dans le tableau 62.

(i) *Le modèle (1), carte de paiement simple*

L'intervalle utilisé dans le modèle (1) est celui suggéré par [Cameron et Huppert \(1989\)](#), dont la borne inférieure est celle choisie par l'individu et la borne supérieure est la valeur suivante non choisie par l'individu sur la carte de paiement. En d'autres termes, si l'individu (*i*) choisit la valeur 1000 DA, nous avons 1000 comme valeur minimum et 1500 comme valeur maximum et ce qui donne un intervalle [1000, 1500]. Les 41 personnes indiquant un CAP égal à zéro ont été exclues. Nous considérons les réponses nulles des personnes interrogées aux trois questions de révélations comme une certitude sur la valeur de leurs CAP.

Globalement, le modèle (1) compte huit intervalles avec plus de 27 % des personnes interrogées ont un CAP compris entre 1000 et 1500 DA.

(ii) *Le modèle (2), carte de paiement corrigée par la question ouverte*

L'intégration de la question ouverte complémentaire dans la révélation du CAP après la carte de paiement a introduit de nouveaux intervalles. Dans le cas où les personnes ayant annoncé un CAP complémentaire nul après avoir donné un CAP positif sur la carte de paiement, nous considérons que cette réponse confirme le choix de la carte de paiement et donc la valeur inférieure égale à la valeur supérieure. Par

exemple, si un individu exprime un CAP égal à 1500 DA sur la carte de paiement, et 0 à la question ouverte, l'intervalle utilisé dans l'estimation est [1500, 1500]. À l'inverse, si un individu répond positivement aux deux questions, le choix de la carte de paiement représente la borne inférieure, et pour la borne supérieure, c'est l'addition de ce montant avec le montant complémentaire de la question ouverte. Ce modèle compte 31 intervalles avec 11,48 % pour l'intervalle [500, 1000].

(iii) *Le modèle (3), carte de paiement combinée avec la question ouverte*

La différence entre ce modèle et le précédent concerne les réponses nulles de la question ouverte des personnes ayant exprimé un CAP positif sur la carte de paiement. Dans ce cas nous appliquons la méthode standard de la carte de paiement afin de fixer l'intervalle supérieur (la borne supérieure ici est la valeur suivante non choisie par l'individu). Cette combinaison des deux techniques a permis de réduire le nombre d'intervalles de 31 à 25 et d'augmenter la fréquence des autres intervalles avec un taux de 17,62 pour l'intervalle [500, 1000] contre 11,48 % dans le modèle (2). Donc nous considérons les zéros comme des faux zéros.

En plus des variables significatives dans le scénario (1), nous avons introduit la variable politique environnementale afin de capter l'effet de celle-ci sur le CAP. Elle prend la valeur 1 dans le cas où des changements ont été effectués, notamment en matière des moyens de pré-collecte et de mode de collecte. Elle est égale à zéro dans

Tableau 63 : Estimations du CAP dans la situation améliorée (interval data)

	Modèle (1)		Modèle (2)		Modèle (3)	
	Coef	P> z	Coef	P> z	Coef	P> z
Constante	0.3928	0.648	0.3410	0.689	0.3996	0.641
Age	0.0288	0.061	0.0285	0.062	0.0283	0.066
Habitation moderne	1.2898	0.001	1.3008	0.001	1.2920	0.001
Distance domicile /	0.5684	0.075	0.5697	0.072	0.5497	0.085
décharge						
Distance ²	-0.078	0.051	-0.078	0.052	-0.075	0.060
Niveau d'étude +	0.9121	0.002	0.9205	0.001	0.9204	0.001
lycéen						
Revenu > 15 000	3.1820	0.000	3.1660	0.000	3.1938	0.000
Politique	0.5332	0.077	0.5748	0.062	0.5559	0.072
environnementale						
(qualité)						
Connaissance impact	-0.521	0.065	-0.505	0.072	-0.504	0.074
σ	2.0585		2.0398		2.0528	
Wald chi2(8)	157.49		164.92		161.98	
Prob > chi2	0.0000		0.0000		0.0000	
Log likelihood	-724.3		708.02		-742.7	

le cas inverse. La variable politique environnementale a un signe positif et significatif à un seuil de 10 % dans les trois modèles. Le reste des variables ont gardé la même significativité et le même effet sur le CAP que le modèle Probit.

Avec des intervalles indiqués sur la carte de paiement réelle utilisée dans notre enquête et des intervalles reconstitués, le tableau 63 synthétise les évaluations des paramètres estimés par les différents modèles. Ces paramètres sont un peu similaires dans le modèle (1) et (2) et (3).

Tableau 64 : Prédiction de la valeur du CAP dans le 3 modèles

Modèle	Variable	Observation	Moyenne	Médiane	Intervalle de confiance
M1	CAP	244	979	759	
	CAP>0	203	1522	1233	[1414-1613]
M2	CAP	244	942	750	
	CAP>0	203	1097	945	[969-1226]
M3	CAP	244	974	776	
	CAP>0	203	1529	1234	[1413-1645]

L'estimation des CAP dans les trois modèles est supérieure au montant maximum de la TEOM fixée à 1000 DA par les ménages. Dans le cas de l'ensemble de l'échantillon, nous constatons que la moyenne dans le modèle (1) avec carte de paiement standard est plus proche de la moyenne du modèle (3) combiné. Le CAP moyen du modèle (2) est inférieur aux CAP des autres modèles (-37) et (-32) respectivement. Le CAP moyen prédit par le modèle (2) est de 942 DA et une médiane de 750 DA. En revanche, lorsque nous estimons le CAP qu'avec les valeurs positives, ce dernier est près de 1530 DA dans le modèle (1) et (3). Il est de 1097DA dans le modèle (2) avec un intervalle de confiance de [969-1226]. Nous remarquons que le fait de considérer la valeur nulle du CAP complémentaire comme une confirmation du CAP dans le modèle (M2) donne un CAP inférieur au CAP de modèle (1 et 3). Cela nous laisse entendre que l'utilisation de la méthode de la carte de paiement standard (M1) ou combinée (M3) avec d'autres méthodes pour constituer les intervalles surestime le CAP et biaisera les résultats. Le CAP moyen dans le statu quo représente environ 0,33% du revenu annuel (base 15 000 DA/mois), en revanche, il atteint 0,61 % dans la situation améliorée.

L'inclusion de la question ouverte après la carte de paiement peut augmenter ou diminuer l'intervalle selon le premier choix du CAP sur la carte de paiement. En d'autres termes, si l'individu choisissait dès le début un CAP très élevé sur la carte de

paiement, il aurait une forte tendance à ajouter une valeur inférieure à celle qui constituait la différence entre les bornes de l'intervalle simple. Cependant, si l'individu donnait un CAP faible sur la carte de paiement, il prononcerait une valeur égale ou supérieure à la valeur de l'intervalle.

4.5. Comparaison du CAP et le coût de la nouvelle gestion

La mise en place du nouveau programme de la gestion des déchets municipaux au sein des villes algériennes engendrera des coûts supplémentaires aux collectivités locales. Sur la base de schéma directeur de la ville des Issers réalisé par le bureau d'études (T.A.D) pour le compte de la direction de l'environnement de la wilaya de Boumerdès qui a déterminé les besoins humains et matériels de la commune, nous avons procédé au calcul du coût de revient de la nouvelle gestion. (*cf. le point 4.1.1. du chapitre 3*).

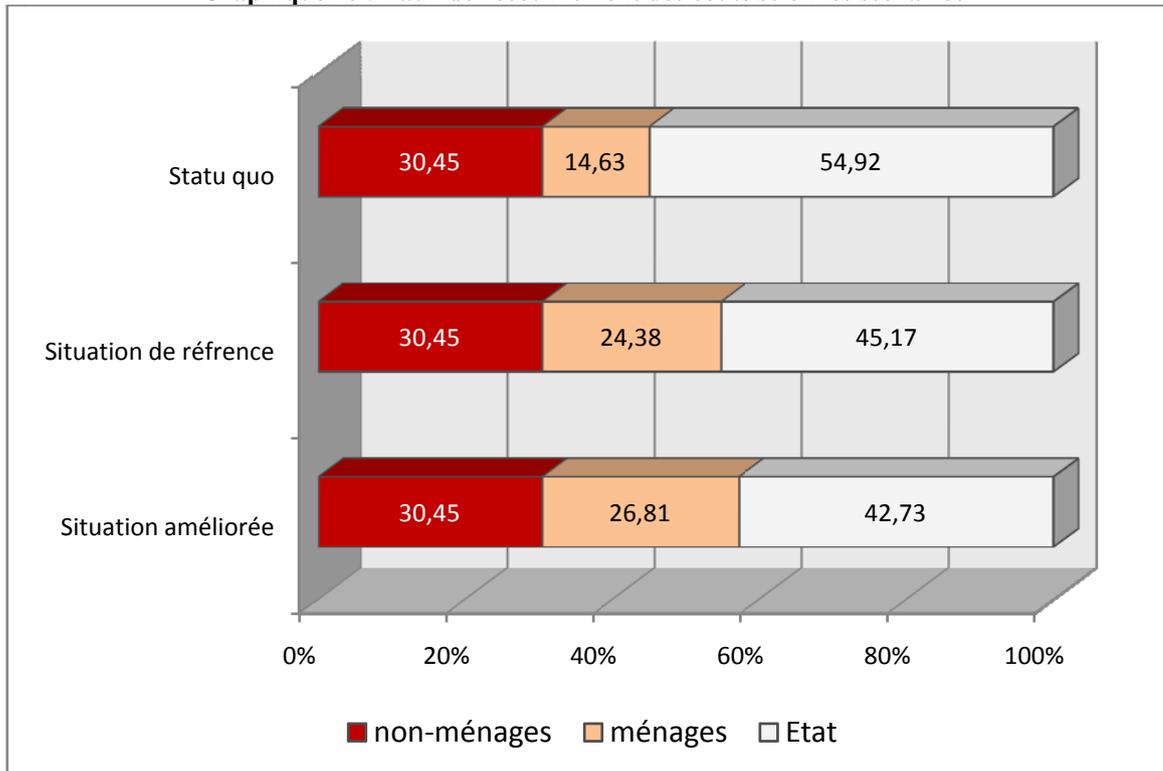
Après une estimation des différents coûts qui composent le coût de revient dans l'hypothèse de mise en place de la nouvelle gestion des déchets urbains au sein de la ville des Issers ; et après une prévision de la production annuelle des déchets ménagers sur l'ensemble de territoire de notre étude évaluée à 7550,95 T pour les 5235 ménages, 10 entreprises et 554 commerçants en 2007 ; le coût de revient est estimé à 2844,37 DA par tonne.

En effet, si la collectivité retient le montant maximum de 1000 DA selon la loi de finances, la recette globale issue des ménages ne couvre que 24,38% des coûts et 55% avec la participation des entreprises et les commerçants. Cependant, l'estimation du CAP issu de l'utilisation de la méthode d'évaluation contingente (MEC) peut couvrir jusqu'à 26,81% des coûts.¹⁰⁵ Ainsi, cette taxe pourra être combinée avec une redevance spéciale pour les non-ménages comme c'est le cas en France. Elle englobe les entreprises, les commerçants et les artisans. En absence d'une estimation du CAP de ces unités, nous supposons que la collectivité délibérante adopte le montant maximum prévu par la réglementation. La recette de cette redevance atteindra un montant qui couvrira plus de 30,45% des coûts. Le déficit dans ce cas sera de (- 42%)

¹⁰⁵ Nous retenons le CAP du modèle (2) estimé à 1100 DA /an.

du coût total. De la même façon, dans le cas de *statu quo*, le CAP moyen est de 600 DA par ménage. En multipliant ce montant par le nombre de ménages, il ne représente que 14% des dépenses et le déficit sera de (- 55%) contre (- 45%) dans la situation de référence¹⁰⁶ d'où la recette de la taxe issue des ménages de 24% des coûts estimés.

Graphique 20 : Taux de recouvrement des coûts selon les scénarios



4.6. Discussions et suggestions

Dans cette étude, nous avons déterminé les facteurs qui influencent la probabilité de participer au financement d'un programme de gestion des déchets au niveau local en Algérie, ainsi que la valeur du consentement à payer pour améliorer ce service. Ce programme est inspiré du PROGDEM adopté par le ministère chargé de l'environnement en 2001. Pour déterminer ces facteurs, nous avons utilisé la méthode d'évaluation contingente avec choix binaire en appliquant les modèles Probit. Il ressort de l'enquête que les personnes sont fortement attachées à la gestion des déchets au sein de leur municipalité ainsi qu'à la qualité de ce service. Parmi les résultats de

¹⁰⁶ Ici la situation de référence représente le cas où l'ensemble des ménages paie un montant égal à 1000DA/ménage.

l'enquête et en plus des variables traditionnelles (revenu, éducation, nombre d'enfants), influençant la décision de contribuer financièrement à un programme d'intérêt général, nous ajouterons le type d'habitation et la distance par rapport à une décharge.

Par conséquent, lorsque les décideurs politiques ou les responsables locaux doivent prendre des décisions de nature financière en matière de service public ménager (gestion des déchets), il est primordial de faire des distinctions selon le type d'habitation (précaire, individuelle, collective...); ce point rejoint ce qui existe déjà en France avec le cas du TEOM qui tient compte de la valeur du foncier bâti. Le montant de la taxe varie en fonction de la valeur du logement ou du local (pour les professionnels). Ce facteur peut être considéré comme un indice de richesse pour déterminer le montant ou la fourchette de la taxe.

L'autre point est celui relatif à la distance des habitations par rapport à un site d'élimination des déchets (une décharge dans notre cas) qui est susceptible de générer des externalités négatives. En effet, dans la majorité des cas, les habitants des quartiers les plus proches ont des membres de leurs familles atteints de maladies causées par ces nuisances, qu'ils subissent quotidiennement. À ce stade, le choix de l'emplacement d'une nouvelle installation d'élimination des déchets (CET dans notre cas) doit prendre en considération la distance qui sépare cette installation aux quartiers les plus proches. Les individus expriment sur ce point une distance qui est toujours supérieure à la distance actuelle de leurs résidences vis-à-vis de la décharge avec une moyenne de 3 km. Ceci implique que toute nouvelle installation doit tenir compte du paramètre de distance qui peut garantir un meilleur taux de recouvrement des taxes, ce qui permettra une gestion plus efficace des coûts.

Par conséquent, les décideurs publics ou les responsables locaux doivent être conscients de tous ces facteurs : des facteurs relatifs aux caractéristiques socioprofessionnelles des ménages ; des facteurs liés à la qualité des services de collecte et d'élimination des déchets ; et des facteurs géographiques, qui influenceront sur le choix des habitants de payer une somme d'argent pour une meilleure gestion des déchets.

Par ailleurs, le montant du CAP issu de cette enquête en utilisant une carte de paiement suivie par une question ouverte est estimé par un modèle d'intervalle est de 1485 DA par an. Le niveau du CAP prédit par l'étude est significativement plus grand que le montant de la taxe actuelle prévue par la réglementation en vigueur. D'autre part, la différence entre le CAP en cas de mise en place d'un nouveau programme et le CAP pour la gestion actuelle peut être doublée. Elle passe de 600 DA/an à 1100 DA/an. Cette différence entre les deux CAP montre que les individus s'attachent et donnent une grande importance à la qualité de leur environnement. Les évaluations du CAP total indiquent qu'il ne dépasse pas les 27 % des coûts. Néanmoins, notre estimation permettra d'augmenter ce taux à 3% par rapport à la situation de référence, mais toujours en déficit.

Pour faire face à ce déficit, les collectivités vont être obligées de faire appel à deux mécanismes : économique basé sur le budget général ou les subventions et les dotations de l'État. Ainsi que les différentes taxes environnementales existantes dont les communes bénéficieront d'un taux qui variera de 10% à 30% selon le type de la taxe ; politique fondée sur des instruments environnementaux notamment des politiques de préventions via la réduction des déchets à la source (tri, recyclage, compost,...). En effet, ces politiques peuvent avoir un impact indirectement sur les coûts d'enlèvement et d'élimination des déchets. Elles diminueront les quantités des déchets d'un coté, et réduiront les frais liés à la collecte et au transport à travers la baisse du nombre de rotations des camions d'enlèvement.

Toutefois, la réflexion sur une redevance spéciale [RS] pour les non ménagers (des entreprises, des administrations et des commerçants) qui génèrent des déchets assimilés aux déchets ménagers est inévitable pour faire face à ces coûts que la municipalité doit supporter. Le système actuel fondé sur une fourchette entre 10 000 et 100 000 DA/an ne prend pas en compte ni la taille des entreprises ni la quantité des déchets produits. Le choix se fait par les collectivités dans la plupart des cas arbitrairement. Cette redevance peut prendre deux modèles : une redevance proportionnelle au volume des déchets collectés, donc c'est une redevance à caractère incitatif ; ou une redevance forfaitaire si la quantité produite ne dépasse pas un certain

seuil fixé auparavant par les collectivités et proportionnelle pour les quantités dépassant ce seuil.

Concernent le format de la question de révélation employée pour exprimer le CAP via la méthode d'évaluation contingente dans les pays en développement. La première conclusion se manifeste par le fait qu'une incertitude chez les individus existe pour exprimer une valeur monétaire d'un service ou actif environnemental. Ce constat est dû d'une part à l'absence d'une culture au sein des pouvoirs publics de sonder les populations avant de fixer une taxe, et d'autre part, aux populations qui ne sont pas encore accoutumées à ce type d'enquête. Ceci met en évidence l'efficacité de la carte de paiement comme mode de révélation du consentement à payer qui prend en compte le problème d'incertitude. La seconde conclusion est que le CAP estimé par la carte de paiement peut être influencé par le choix des intervalles de la question d'estimation. La combinaison de cette technique avec une question ouverte détermine les deux bornes de l'intervalle ; l'une par le choix fait sur la carte de paiement et l'autre par la réponse à la question ouverte. Cette combinaison augmentera le nombre d'intervalles ; ce qui influencera le montant du CAP soit vers le haut, soit vers le bas selon les intervalles proposés sur la carte de paiement.

5. Recyclage des déchets à travers un système de consigne : bouteille en plastique

5.1. Contexte

La production de déchets solides en Algérie a connu une augmentation durant ces dernières années, dont le ratio par habitant dans une zone urbaine est de 0,7kg/j/h, soit près de 9 millions de tonnes par an. La plupart de ces déchets sont acheminés vers des décharges ou des centres d'enfouissement. La composition des déchets solides produits en Algérie se caractérise par une part très significative de produits organiques avec un taux moyen de 72%. Quant au plastique, il ne représente que 10% de ces déchets ([Sweep-Net, 2010](#)). Le passage des entreprises productrices des boissons et d'eau minérale à l'utilisation des bouteilles en plastique au lieu des bouteilles en verre a augmenté le taux des matériaux à recycler dans une poubelle algérienne. Les

principaux produits contenant des emballages en plastique sont : huile, boissons, eau et produits de lessive. Plus de 2 millions de tonnes d'emballages plastiques produits en Algérie par 192 unités dont seules 4 000 tonnes sont récupérées (soit 0,0002%). En 2004, la capacité de recyclage du plastique est de 130 mille tonnes par an (*cf. le tableau 12 du chapitre 1*).

À titre d'illustration, le plastique récupéré au niveau de la décharge d'Oued Smar est vendu à 10 DA le kilogramme auprès des collecteurs et peut atteindre les 40DA chez les récupérateurs. En outre, le secteur informel reste le premier générateur d'emploi en matière de recyclage (20 000 emplois par an). Le recyclage du plastique est l'activité qui domine ce secteur notamment les bouteilles en plastique avec un surcroît exploité pour 1 à 1,5 DA la bouteille. Cependant, seulement sept entreprises se spécialisent dans le recyclage du plastique, alors que l'Algérie produit 1,7 milliard de bouteilles par an.¹⁰⁷ Nous pouvons ajouter une consommation de 117 sacs en moyenne par an par habitant, soit un total de 6 milliards de sacs par an.¹⁰⁸

À cette situation, le recyclage de matières utilisées ou des emballages est le mode préconisé dans les pays développés. En Algérie, cette option reste très peu développée et le secteur informel est un acteur important en matière de récupération. Parmi les actions du PROGDEM, la promotion des activités de recyclage et de valorisation des déchets. En effet, le recyclage a été défini comme le premier objectif dans plusieurs États en matière des modes d'élimination des déchets solides. Cependant, le recyclage a d'autres objectifs : il économise l'espace dans les centres d'enfouissement des déchets ; il baisse les dépenses de traitement des déchets solides municipaux (**DSM**) ; il améliore la qualité de l'environnement en réduisant les quantités des déchets ; ainsi, il minimise l'utilisation de ressources.

L'étude cherche à répondre à une problématique relative au comportement du consommateur. C'est l'effort effectué par le consommateur pour le tri de ses déchets d'emballages et notamment, les bouteilles en plastique. Plusieurs politiques et instruments ont été développés dans d'autres pays pour inciter les consommateurs à trier leurs déchets (distributions des sacs gratuitement pour le tri sélectif, subvention d'État, taxe, consigne...etc.). En plus d'une contribution payée par les producteurs sur

¹⁰⁷ Le quotidien El-Watan, du 29.11.10, dossier sur «Déchets recyclés en Algérie».

¹⁰⁸ Le quotidien Le temps du 14 juillet 2010.

les emballages, nous proposons une consigne. Cette consigne a pour objectif de motiver les individus à effectuer l'effort de réduction à la source à travers un tri et donc d'augmenter les quantités des déchets à recycler. Nous ne nous intéressons ici qu'aux bouteilles en plastique d'eau minérale. Notre objectif est de déterminer le montant de la consigne par lequel les consommateurs seront prêts à trier leurs déchets en prenant en compte les caractères socioprofessionnels des consommateurs.

L'utilisation de la méthode d'évaluation contingente se montre ici indispensable pour déterminer le montant de la consigne à travers le consentement à payer (**CAP**) des individus. Ce **CAP** correspond à une consigne afin de promouvoir le recyclage des bouteilles en plastique en Algérie. L'utilisation d'enquêtes constitue un instrument pertinent pour aider la décision publique. Une question binaire de type double fermée (*double bounded*) a été choisie comme question de révélation de préférence afin d'estimer la valeur moyenne d'une consigne sur les bouteilles d'eau.

L'analyse de cette problématique passe tout d'abord par un aperçu de la littérature sur le système de consigne. L'analyse économétrique sera ensuite présentée. Elle comporte une présentation de l'étude empirique, méthode d'enquête et statistiques descriptives. Enfin, nous récapitulerons nos conclusions dans le dernier point.

5.2. Système de consigne (*Deposit-Refund System*)

Le recyclage et la réutilisation des emballages sont aujourd'hui des phénomènes communs dans les économies les plus avancées. Parmi les instruments politiques développés pour inciter les individus à la réutilisation et au recyclage, le système de consigne. Aux États-Unis, ce système de consigne a été appliqué très largement en matière des batteries, mais il est aussi appliqué dans d'autres pays pour les pneus, les boîtes d'aluminium et de verre. Cet instrument est largement appliqué dans le secteur d'emballage de boissons sous deux formes, volontaire ou sur une base obligatoire. Dans un rapport de CM consulting pour le compte de conseil environnemental d'industrie de plastique (*Environment and Plastics Industry Council, EPIC*) au Canada souligne qu'en 2002, sur les 235 mille tonnes de bouteilles en plastique produites, près de 36% ont été récupérés et réutilisés. Le rapport montre aussi que le système de consigne pour les bouteilles de boisson est 2.4 fois plus efficace que le tri sélectif basé sur le dépôt volontaire. Dans ce sens, nous allons tenter d'analyser la

possibilité de mise en œuvre d'un programme de consigne pour les bouteilles en plastique en Algérie, l'étude examine la question de la consigne à travers le CAP des consommateurs en appliquant la méthode d'évaluation contingente.

Le cadre théorique de cette étude est basé sur le système de consigne (*Deposit-refund systems*) développé par Fullerton et Kinnaman (1995). Ce système sert à fournir une motivation pour augmenter le recyclage et diminuer les déchets et implicitement de protéger l'environnement. La règle de base est qu'une certaine somme d'argent doit être remboursée aux individus qui retournent des produits utilisés. Réellement, le consommateur paye une somme supplémentaire lorsqu'il achète un produit. Après la consommation du produit (eau par exemple), le consommateur dépose l'emballage (bouteille) auprès d'un centre de matières consignées en échange de restituer le supplément déjà payer. En effet, le système de consigne n'a pas un effet économique sur le consommateur s'il rend la bouteille. En revanche, il peut être considéré comme un moyen d'incitation pour le recyclage.

La lecture de la revue de littérature sur le système de consigne nous permet de souligner que le premier travail sur cet instrument est celui de Bohm (1981). Dans son livre, Bohm examine et analyse un certain nombre de questions relatives à la politique de consignation. Ensuite, de nombreuses études postérieures ont essayé d'identifier la politique optimale de gestion de déchets (Dinan, 1993 ; Fullerton et Kinnaman, 1995 ; Sigman, 1995 ; Palmer et Walls, 1997 ; Calcott et Walls, 2002). Ces études ont constaté que le système de consigne peut être économiquement optimal.

Sjolander (1996) montre que le fait d'introduire une taxe non marginale sur les emballages de boisson avait un impact sur la structure du marché des boissons en Suède. Les bouteilles rechargeables en verre augmentent, en revanche les bouteilles en verre non rechargeable baissent, tandis que l'utilisation des boîtes augmente. Un manque de substituabilité entre les boîtes et les bouteilles en verre peut expliquer la part accrue des boîtes sur le marché. Ces résultats indiquent qu'une taxe environnementale peut avoir des effets significatifs sur le choix des emballages par le consommateur dans le système de livraison de boisson.

Une alternative a été avancée par Dewees et Hare (1998) en suggérant que les programmes de consigne (notamment sur les bouteilles réutilisables) ne peuvent pas

être fondés sur l'efficacité économique basée sur les coûts. La collecte sélective est moins coûteuse que les programmes de consigne obligatoire et réduit les quantités d'emballage des boissons gazeuses enfouies. Finalement, l'étude préconise également que les redevances sur les emballages fournissent des motivations pour la réduction des déchets à la source. [Kulshreshtha et Sarangi \(2001\)](#) ont analysé les conséquences d'une situation monopoliste où les firmes adoptent une politique de consigne afin de promouvoir le retour et la réutilisation des emballages. Ils montrent qu'une société en situation de monopole face à des consommateurs hétérogènes pour le recyclage engendre un bénéfice externe. Et que le sous-optimum social peut apparaître lorsque les préférences des consommateurs pour le recyclage diffèrent et les firmes adoptent un prix discriminant entre les consommateurs. [Shinkuma \(2003\)](#) traite deux points essentiels relatifs aux politiques de recyclage : leur effet sur l'élimination illégale et les coûts de transaction. L'auteur examine trois options qui tiennent en compte ces deux points : les redevances d'élimination, le système de consigne et la responsabilité élargie des producteurs pour la reprise. Les résultats de l'étude montrent que quand les coûts de transaction sont faibles, le système de consigne est plus avantageux. En revanche, quand les coûts de transaction sont élevés, la politique optimale est celle de la responsabilité élargie du producteur en aval ou des redevances d'élimination en amont, selon le prix de bien recyclé. [Vigso \(2004\)](#) réalise une étude empirique coûts-avantages du système de collecte des cannettes de boisson au Danemark. Il compare les coûts sociaux du système de collecte et les bénéfices environnementaux de système de dépôt des cannettes de boisson avec les coûts sociaux et les bénéfices lorsque l'élimination passe par le système standard (c'est-à-dire, l'incinération avec la récupération d'énergie). Le coût social de traitement de ces cannettes dans le système de dépôt inclut les frais de tri et de transport. Le bénéfice est la vente des matériaux collectés pour le recyclage. Quand l'incinération est choisie, le coût social de ces cannettes correspond aux dépenses consacrées à la collecte et l'incinération de ces cannettes, ainsi qu'à l'élimination des cendres. Si l'incinération est suivie d'une récupération d'énergie, la vente de cette dernière représente un revenu. L'auteur a procédé à une évaluation quantitative des effets environnementaux liés aux deux politiques avant de les estimer et les intégrer dans l'évaluation. L'étude souligne que le coût total de système de dépôt est plus élevé que ses bénéfices (de 6.7 à 8.1 millions

d'€ par an en plus par rapport à l'incinération avec récupération d'énergie). Cependant, l'analyse de bénéfice n'estime pas le bénéfice de réduction de l'élimination illégale, qui peut avoir une grande signification. [Bor et al., \(2004\)](#) évaluent le nouveau système de motivation de marché de recyclage des déchets d'emballage au Taiwan. Ils montrent que l'imposition d'une taxe sur les produits par le gouvernement combinée avec une subvention pour le recyclage a permis de créer 18 356 postes d'emploi et un bénéfice de 6.97 \$ milliards dans la valeur de production réelle et 3.18 Mds \$ pour le produit intérieur brut réel pendant l'année 1998. [Stromberg \(2004\)](#) souligne que l'efficacité de recyclage dépend d'un fonctionnement efficace de marché des matériaux secondaires. Il conclut que la volatilité des prix peut ralentir le développement de l'investissement et de commercialisation de ces matériaux.

[De Beir et al., \(2007\)](#) à travers une étude sur l'activité de recyclage, analyse deux cas : le premier, dont les récupérateurs recycleurs supportent des coûts trop élevés et l'État doit les subventionnés afin de les inciter à récupérer et à recycler ; le second, dans le cas inverse (l'activité est rentable) la subvention doit disparaître. Ils montrent que si l'activité de recyclage est suffisamment efficace, elle permet d'internaliser les externalités environnementales. Dans cette étude, les auteurs intègrent trois points spécifiques du secteur du recyclage dans un cadre d'équilibre général : le recyclage comme moyen de réduction des externalités négatives liées à une production industrielle ; la quantité d'inputs récupérée par ce secteur est au maximum égale à la quantité de biens vierges produite à la période précédente ; il existe trois modes de détermination du prix des déchets : concurrence, négocié ou gratuité. Finalement, dans une étude récente, [Kahhat et al., \(2008\)](#) suggèrent le système de consigne afin de motiver la réutilisation des déchets électroniques dans EU.

Cependant, il existe des effets négatifs de la consigne notamment sur les fournisseurs ou les détaillants. Cet effet peut être se manifester par une baisse des ventes en raison du supplément sur le prix initial ou par une augmentation du coût de la collecte. Un système de consigne provoque une augmentation du volume des emballages rendus, ce qui augmente les coûts de collecte et aussi des dépenses d'exploitation trop élevées pour la mise en place de systèmes de collecte.

Particulièrement lorsque le système de consigne nécessite des distributeurs automatiques qui permettent aux consommateurs de rendre des emballages utilisés et obtenir des remboursements. Numata (2009) a étudié l'impact négatif de la mise en œuvre d'un système de consigne sur les commerçants en détail en proposant deux politiques afin d'atténuer cet impact. L'auteur a exploité une analyse de bien-être basé dans une économie composée de (n) consommateurs représentatifs, un détaillant et l'État. Il propose deux politiques, une permet aux détaillants de conserver le supplément pour les emballages non retournés, et l'autre oblige l'État à payer une commission aux détaillants proportionnelle au volume déposé. L'auteur recommande que l'État doit recouvrir les consignes non remboursées et en même temps paye une commission de traitement au détaillant.

Le problème dans ce cas est que le volume des emballages déposés étant généralement trop bas, la consigne est souvent bien basse. Dans ce cas, le consommateur n'offre pas l'effort nécessaire pour trier ses déchets d'emballages et les déposer dans un point de collecte. Ce problème peut être surmonté par une catégorie d'individus qui considère ces produits comme un moyen de ressource financière en les collectant afin de les déposer auprès des centres de tri et restituer le montant correspond.

5.3. Méthode appliquée

Les données de cette étude ont été obtenues auprès d'un échantillon aléatoire de 165 individus via un questionnaire à base de méthode d'évaluation contingente en respectant les étapes suivantes:

5.3.1. Administration du questionnaire

La réalisation et l'administration du questionnaire ont fait l'objet de toute notre attention. Le questionnaire a été divisé en trois sections et comporte 19 questions afin d'obtenir :

- Informations sur les caractéristiques sociales et économiques des personnes sondées (sexe, revenu, profession, étude, âge...),
- Informations décrivant la perception environnementale des individus et leurs consommations des boissons et d'eau minérale,

- Informations sur le consentement à payer des individus selon notre scénario présenté ci-dessous.

Une question sur la distance que les individus sont prêts à parcourir pour déposer leurs bouteilles dans un centre de tri a été aussi posée (de 50 mètres à 1,5km). Nous avons aussi demandé aux gens quels sont leurs moyens de déplacement pour effectuer cet apport volontaire, à pied ou par véhicule ou les deux.

Avant l'administration de la version finale du questionnaire, ce dernier a été prétesté auprès d'un groupe d'individus conformément aux recommandations du Panel de NOAA (1993) afin de corriger les mauvaises interprétations des questions. Ce pré-test nous a permis de corriger quelques questions. Les photos utilisées ont bien éclairé le tri sélectif des déchets et les centres de tris. L'enquête a été administrée en face à face. Nous avons bien ciblé les individus qui achètent l'eau minérale en bouteille en plastique. L'enquête a été conduite entre le début décembre 2009 et fin janvier 2010. Un scénario hypothétique a été proposé à l'ensemble de l'échantillon inspiré du PROGDEM.

5.3.2. Scénario hypothétique

Le scénario apporte des éclaircissements sur le mécanisme de la consigne et le déroulement du processus de tri et de recyclage. Nous avons également fait appel à des supports visuels concernant un centre de tri, la collecte sélective. La mise en place d'un tel programme vise à améliorer et préserver la qualité de l'environnement et assurer la collecte et le recyclage des bouteilles en plastique. Notre scénario se base premièrement sur la précollecte qui doit être volontaire. Des centres de tri (déchetterie) sont prévus au niveau de chaque commune, dont le dépôt des emballages et la restitution de la consigne se font au niveau de ces centres. Des réseaux de récupérateurs de plastique dans le cadre d'Eco-Jem assurent la collecte et le transport et des industries de recyclage de plastique pour le traitement de ces déchets.

Le financement de ce programme est assuré par la contribution des entreprises au système Eco-Jem ou par l'autofinancement. Nous adoptons ici l'approche de dépôt volontaire qui consiste à demander aux individus s'ils sont prêts à déposer leurs déchets en plastique au sein des centres de tri. Et pour inciter les consommateurs à adopter ce comportement, nous envisageons de leur faire supporter un coût

supplémentaire à l'achat de ces bouteilles, sachant qu'ils peuvent le récupérer à la restitution, ce qui les obligerait à les remettre après chaque utilisation. Ce montant sera utilisé comme une consigne à récupérer auprès de ces centres de tri si l'individu dépose ces bouteilles vides aux centres de tri ou des déchetteries. (*C'est-à-dire, si vous déposez vos bouteilles vides dans un site de collecte sélective, il vous rembourse le montant supplémentaire*). Donc, nous cherchons le CAP des individus via une question de révélation qui permet aux consommateurs d'adopter ce comportement.

5.3.3. Question de révélation

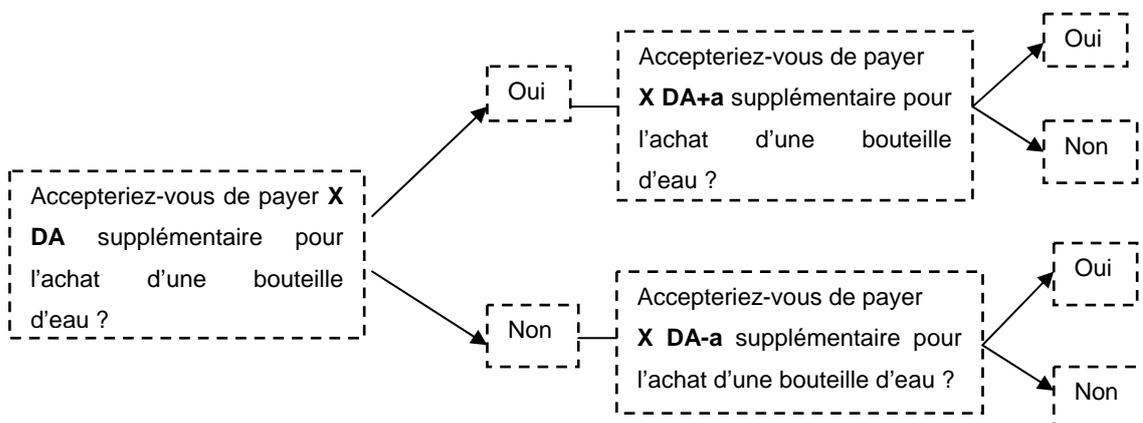
Nous envisagerons d'utiliser la question de révélation du CAP sous la forme de la question dite **la double question fermée** (voir la page 262). En effet, deux questions fermées ont été utilisées pour estimer le consentement à payer des individus. L'un des trois montants 1, 2.5, et 5 dinars est proposé aléatoirement à chaque personne interrogée initialement. Si la personne répond oui au premier montant, le montant proposé à la seconde question est doublé (2, 5, et 10), sinon, il est réduit de moitié (0.5, 1.25 et 2.5). Le tableau ci-dessous synthétise les différentes possibilités de réponse, donc les divers intervalles qui doivent être utilisés dans notre modèle économétrique.

Tableau 65 : Différentes réponses possibles

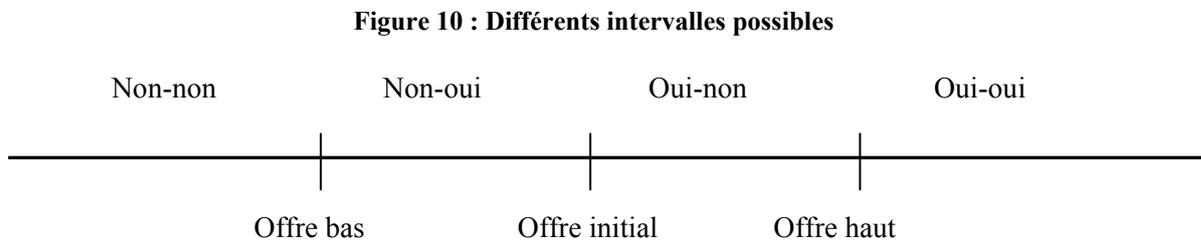
	[non, non]	[non, oui]	[oui, non]	[oui, oui]
1 ^{er} offre 1	[0,0.5]	[0.5, 1]	[1, 2]	[2, .]
2 ^{ème} offre 2,5	[0,1.25]	[1.25, 2.5]	[2.5, 5]	[5, .]
3 ^{ème} offre 5	[0,2.5]	[2.5, 5]	[5, 10]	[10, .]

La figure 9 montre la forme de la question double fermée proposée dans le questionnaire.

Figure 9 : Format de question de révélation



Le schéma ci-dessous illustre les différents intervalles issus du choix de *double-bounded*.



Le choix *double bounded* est la question de révélation fréquemment utilisée dans les études des valorisations contingentes. [Hanemann et al., \(1991\)](#) démontrent que l'approche du choix binaire « La double question fermée » (*double-bounded dichotomous choice questions*) est asymptotiquement plus efficace que l'approche conventionnelle « simple question ferme ». Dans ce cas, chaque individu interrogé exprime deux réponses de valorisation ce qui donne une information plus complète de leurs préférences.

Plusieurs études ont fait le choix de cette forme pour la question de révélation des CAP. [Carson et al., \(1994\)](#) pour l'estimation de la préservation de la Zone de Kakadu en Australie. [Leon \(1996\)](#) pour conserver le paysage d'un parc naturel en Grande Canarie (Espagne). [Koss et Khawaja \(2001\)](#), pour estimer la valeur de fiabilité de service d'eau à travers le CAP des consommateurs en utilisant le MEC en Californie. [Basili et al., \(2006\)](#) pour évaluer les dépenses et les bénéfices du nouveau plan de déchets dans la province de Sienne (Italie) en supposant que le CAP reflète la valeur de la qualité environnementale selon la MEC. [Asafu-Adjaye et Tapsuwan \(2008\)](#) pour étudier la possibilité de promouvoir la gestion de parc maritime national de la Mu Ko Similan en Thaïlande afin de préserver les récifs de corail. [Tziakis et al., \(2009\)](#) pour estimer le CAP des habitants de la municipalité de Kissamos (Nord-ouest Crète Grèce) pour le traitement des eaux usées et la réutilisation des eaux.

Nous proposons à chaque individu (*j*) deux offres et nous lui demandons de répondre par « oui » ou « non », afin de déterminer si son CAP égal ou excède l'offre proposée. La seconde offre est conditionnée par la réponse de l'individu (*j*) à l'offre initiale

CAP_j ; si la première réponse est « non », donc CAP_{jINF} est une valeur inférieure à CAP_j et plus haut si la réponse est « oui », CAP_{jSUP} est supérieure à CAP_j .

Le véhicule de paiement ici est le surplus inclus dans le prix de vente d'une bouteille d'eau destinée spécifiquement aux centres de tri qui le redistribuera aux individus qui sont favorables au dispositif. Donc, le producteur paye le montant issu de la consigne à un organisme qui se charge de la redistribution de ces montants aux centres.

5.4. Modèle et résultats

La Méthode d'évaluation contingente a été appliquée pour évaluer la valeur que les gens attribuent aux avantages provenant de l'environnement en absence d'une valeur sur le marché. La méthode d'évaluation contingente (**MEC**) est une des approches standard qui est utilisée par des chercheurs du marché et des économistes pour placer une valeur sur des biens ou des services pour lesquels aucun mécanisme d'évaluation basé sur le marché n'existe.

5.4.1. Modélisation

Nous utilisons le même modèle de régression que l'étude précédente. La technique utilisée dans les modèles d'intervalles est celle du maximum de vraisemblance (ML). Les quatre résultats d'une question (**DB**) sont représentés par des variables indicatrices:

$$D_{1i} = 1 \text{ si la réponse est « non / non » donc } CAP < CAP_{jINF}$$

$$D_{2i} = 1 \text{ si la réponse est « non / oui » donc } CAP_{jINF} \leq CAP < CAP_j$$

$$D_{3i} = 1 \text{ si la réponse est « oui / non » donc } CAP_j \geq CAP < CAP_{jSUP}$$

$$D_{4i} = 1 \text{ si la réponse est « oui / oui » donc } CAP_{jSUP} \leq CAP$$

Notons P_1 , P_2 , P_3 et P_4 respectivement les probabilités associées à chacun de ces résultats. Si nous adoptons une forme paramétrique pour la fonction de distribution cumulative du CAP, nous obtenons les probabilités suivantes:

$$\begin{cases} P_{1i} = F(CAP_{jINF}) \\ P_{2i} = F(CAP_j) - F(CAP_{jINF}) \\ P_{3i} = F(CAP_{jSUP}) - F(CAP_j) \\ P_{4i} = 1 - F(CAP_{jSUP}) \end{cases}$$

Les probabilités peuvent être écrites comme la différence entre deux densités normales :

$$P1 = \Phi \left[\frac{(CAP_{jINF} - X_j' \beta)}{\sigma} \right]$$

$$P2 = \Phi \left[\frac{(CAP_{jINF} - X_j' \beta)}{\sigma} \right] - \Phi \left[\frac{(CAP_{jSUP} - X_j' \beta)}{\sigma} \right]$$

$$P3 = \Phi \left[\frac{(CAP_{jSUP} - X_j' \beta)}{\sigma} \right] - \Phi \left[\frac{(CAP_{jINF} - X_j' \beta)}{\sigma} \right]$$

$$P4 = 1 - \Phi \left[\frac{(CAP_{jSUP} - X_j' \beta)}{\sigma} \right]$$

Où X_j est un vecteur des caractéristiques d'un individu, β sont des coefficients de régression, CAP_j est une variable aléatoire normale standard, Φ fonction de densité normale cumulée. La fonction de log-vraisemblance de n observations s'écrit:

$$\log L = \sum_{j=1}^n D_{1i} \log(P1) + D_{2i} \log(P2) + D_{3i} \log(P3) + D_{4i} \log(P4) \quad (98)$$

Puisque l'estimation du CAP dans notre cas doit être non-négative et puisque des études empiriques précédentes (Cameron et Huppert, 1988 et 1989) ont indiqué que la distribution d'estimation est fréquemment biaisée. Ils proposent l'utilisation d'une distribution conditionnelle *log-normal*. La fonction de CAP_j peut être écrite sous forme d'une fonction log-normal :

$$\log(CAP_j) = X_j' \beta + \varepsilon_j$$

avec ε_j est une répartition suivant une loi normale de moyenne 0 et écart-type σ .

Dans ce cas, l'espérance du CAP_i pour chaque individu s'écrit sous la forme suivante :

$$E[CAP_j | X_j, \hat{\beta}, \hat{\sigma}] = \exp \left(X_j' \hat{\beta} + \frac{\hat{\sigma}^2}{2} \right) \quad (99)$$

5.4.2. Statistiques descriptives

Le tableau 66 expose l'ensemble des variables descriptives. L'échantillon est composé de 48 femmes (29.09%) et de 117 hommes (70.91%). La distribution de l'âge est censurée à gauche puisque seules les personnes de plus de 26 ans ont été interrogées. L'âge de l'échantillon varie de 26 ans à 79 ans avec une moyenne de 47 ans. Le niveau d'étude de personnes sondées se répartit d'une façon hétérogène sur les différents niveaux d'éducation. Près de 20% des chefs de foyer n'ont aucun niveau ou juste le niveau primaire, près de 45 % entre secondaire et lycée et 35 % ont un niveau supérieur au BAC. Autre niveau d'éducation demandé aux individus concerne le niveau scolaire de l'ensemble de personnes composant un ménage afin de savoir si au moins un seul enfant possède un niveau supérieur au BAC.

Le nombre de personnes dans un foyer de notre échantillon est d'une moyenne de 5,35 personnes. Ce ratio est près de la moyenne nationale (5,9 personnes) (ONS, 2008). Les fonctionnaires représentent plus de la moitié de l'échantillon, ceci est expliqué par le fait que la fonction publique reste le secteur le plus important en termes d'emploi en Algérie. En deuxième position nous retrouvons les retraités avec un taux 22%. Les ouvriers représentent 14,5 %, les commerçants 5,45 %, les professions libérales 3,64 %, les agricultures 2,42%. Les personnes ayant déclaré être sans emploi sont près de 8,5 %. Une grande partie est constituée des jeunes de moins de 35 ans. Un peu plus de 8% de l'échantillon déclare un revenu inférieur au SNMG, 13,94% entre 14 000 et 23000 DA, et plus de 16 % ont un revenu supérieur à 32 000 et inférieur à 41 000. Et près de 19% ont un revenu supérieur à 41 000DA. Plus de la moitié de l'échantillon a indiqué que le niveau d'éducation des enfants est supérieur ou égal au lycée. Plus de 66% des personnes interrogées ne sont pas satisfaites de la gestion des déchets par les autorités publiques.

Il a été trouvé que la majorité des personnes interrogées (89,09 %) soutenaient un système de consigne pour des bouteilles en plastiques. Pour la question « *Achetez-vous de l'eau et/ou des boissons en bouteilles de plastique* » plus de 95% de l'échantillon ont répondu oui. Ainsi, les raisons pour lesquelles les individus consomment de l'eau minérale s'expliquent par les événements suivants : avoir un

bébé dans le foyer (36,9%), avoir un malade (24,8) et l'eau de robinet est pollué (57,5%). La majorité des individus déclarent être prêts à trier leurs déchets.

Tableau 66 : Statistiques descriptives des variables socioprofessionnelles

Signalétique	Fréquence	Percent	Moyenne
Sexe			
Homme	117	70,91%	
Femme	48	29,09	
Age			
[26, 30)	18	10,91 %	47
[30, 40)	35	21,21	
[40, 50)	34	20,61	
[50, 60)	39	23,64	
[60, 70)	28	16,97	
[70, 80)	11	6,67	
Nombre de personnes du foyer			
0	12	7,27%	National = 5,9
1	17	10,30	
2	9	5,45	
3	20	12,12	
4	22	13,33	
5	28	16,97	
6	14	8,48	
7	17	10,30	
+8	26	15,76	
Profession			
Agriculteur	4	2,42 %	
Commerçant	9	5,45	
Ouvrier	24	14,55	
Profession libérale	06	3,64	
Fonction publique	71	43,03	
Retraité	37	22,42	
Sans emploi	14	8,48	
Niveau d'études			
Sans	5	3,03 %	
Primaire	27	16,36	
Secondaire	19	11,52	
Lycée	55	33,33	
Universitaire	49	29,70	
Plus de Bac +5	10	6,08	
Revenu			
De - 5 000 à 14 000DA	14	7,49 %	
14 000 et 23 000	23	13,94	
23 000 et 32 000	70	42,42	
32 000 et 41 000	28	16,96	
41 000 et 50 000	15	9,09	
50 000 et 59 000	1	0,61	
59 000 et 68 000	5	2,83	
68 000 et Plus	9	5,46	

Éducation enfant	>=Lyc	87	52,72
	< lyc	78	47,27
Lieu	Village		40,60%
	Centre-ville		59,39
Satisfaction qualité service	Oui		33,93
	Non		66,06
Adhérent à une association	Oui	28	16,96
	Non	137	83,04

Le tableau ci-après présente la distribution de la distance désirée par les individus pour l'emplacement des centres de tri afin de déposer volontairement leurs déchets de plastique. Plus de la moitié des individus donne une distance inférieure ou égale à 250 mètres à partir de leur domicile, et 32,06% d'entre eux déclarent prêt à parcourir entre 250 et 600 mètres. Seuls 17% prononcent une distance supérieure à 1km. En même temps, 78% des individus indiquent qu'ils effectuent cette tâche à pied et 22% en voiture.

Tableau 67 : Distribution de distance domicile/centre de tri en mètre

Dist	50	100	150	200	250	300	350	400	450	500	600	1000	1500
nb	37	16	9	19	5	14	7	6	1	23	3	9	16
%	22.42	9.70	5.45	11.52	3.03	8.48	4.24	3.64	0.61	13.94	1.82	5.45	9.70

Comme nous pouvons constater dans le tableau ci-dessus 9,69% des personnes interrogées désirent payer plus de 2 DA pour la consigne dans le cas de l'offre 1, tandis que 4,24% et 3,63% des personnes interrogées exposent un consentement à payer au-dessus du 5DA et 10DA pour l'offre 2 et 3 respectivement.

Tableau 68 : Carte d'offre : les montants et les réponses

Offre	Sommes monétaires			Distribution des réponses CAP en %				Total
	Initial	Elevé	bas	Oui-oui	Oui-no	Non-oui	Non-non	
1	1	2	0.5	16	14	6	14	50
2	2.5	5	1.25	7	14	19	17	57
3	5	10	2.5	6	18	21	13	58

De plus, la proportion de répondre « non-non » augmente avec le montant de l'offre initial. En effet, nous enregistrons 8,48% pour l'offre 1 tandis que ce taux augmente à 10,30% pour l'offre 2. Cependant, le tableau 68 expose aussi les proportions concernant les réponses « oui-non », il indique que la somme maximum du CAP se trouve entre le montant initial et les montants élevés des offres : 8,48% pour un CAP qui se trouve entre 1et 2 DA, et le même taux pour l'offre entre 2,5DA et 5DA, et

10,90% pour un CAP qui se trouve entre 5 et 10 DA. Des proportions plus élevées dans le cas des réponses « non-oui » lorsque les offres sont plus hautes.

5.4.3. Estimation des coefficients

Les résultats suivants ont été obtenus via le logiciel Stata 10 par la commande *Intcens* avec une distribution *lognormal*. La description des variables est présentée en annexe 1. Notre régression par intervalle montre que les variables représentant l'âge sont significatives à un seuil de 1%. Les individus plus âgés ont une probabilité de payer moins que les autres. Les deux catégories d'individus les plus jeunes et les moins âgés ont un même coefficient (0,87). Dans le même sens que notre prédiction, le modèle montre que la variable du revenu élevé (Revenu >21 000) des individus est significative et positive. Les deux catégories de revenu ont des probabilités de payer plus pour ce système de consigne que la catégorie de référence ayant un revenu inférieur à 21 000DA. Les personnes ayant un revenu allant de 21000 à 41 000DA / mois souhaitent payer plus avec un coefficient (0,841), comparés à autres niveaux de revenu plus bas, tandis que les personnes dont le revenu est supérieur à 41 000 DA / mois ont un coefficient égale à (1,519) par rapport aux personnes de référence. Nous pourrions penser au travers de ces résultats que ces individus sont prêts à effectuer un effort de dépôt à partir d'un montant plus élevé. Les résultats confirment aussi que les individus avec un niveau d'éducation supérieur au lycée désirent payer plus pour un environnement propre. Leur coefficient est de (0,27).

Tableau 69 : Résultat économétrique de la régression par intervalle

Variable	Lognormal	
	Coeff	P> z
Constante	-1.999***	(0.000)
Age entre 25 et 35	0.870***	(0.003)
Age 35 et 45	0.875***	(0.000)
Age >45		Référence
Niveau Éducation>bac	0.271*	(0.097)
Revenu<21000		Référence
Revenu 21000 et 41000	0.841***	(0.004)
Revenu>41000	1.519***	(0.000)
Lieu village (réf)	0.646**	(0.010)
Adhr	0.714***	(0.008)
Edu enf =>lycée	0.540***	(0.008)
Satif qualité servi	0.395**	(0.031)
Sex = femme	1.501*	(0.061)
Nb enfant	-0.219	(0.252)
Log L	-196.1965	

Wald chi2 (12)	121.12
AIC	420.39
BIC	463.87

Conformément au niveau d'éducation des parents, le fait d'avoir des enfants ayant fréquenté le lycée influence positivement le CAP et le coefficient est de (0,54). Avoir des enfants ayant fréquenté le milieu scolaire veut dire que ces enfants ont été sensibilisés aux aspects environnementaux. Géographiquement, les individus qui vivent en ville ont une relation positive avec le CAP par rapport aux personnes qui habitent dans des villages avec un coefficient de (0,46). L'explication que nous pouvons donner à ce phénomène est que les habitants des villages réutilisent déjà les bouteilles en plastique pour des fins de stockage notamment pour l'eau et l'huile et donc ne voient pas l'utilité de payer une consigne. La variable être adhérent ou souhaite adhérer à une association environnementale à un effet positif avec un coefficient de (0,71). Autrement dit, ces personnes sont plus sensibles aux questions de l'environnement et sont prêtes à effectuer un effort plus élevé pour la réduction à la source. Les individus ayant annoncé qu'ils sont satisfaits du service public de déchets notamment en matière de précollecte et de collecte ont une corrélation positive avec le CAP, et désirent payer plus par rapport aux autres personnes et cela veut dire un effort de réduction à la source plus grand que les autres. Les femmes sont plus sensibles au sujet de tri sélectif donc souhaitent davantage à réduire les déchets en plastique à travers une consigne plus élevée que les hommes. La variable nombre d'enfants dans un foyer n'est pas significative.

5.5. Calcul du CAP moyen et médian

Les CAP moyens et médians ont été calculés par les valeurs moyennes prédites des variables explicatives. Le consentement à payer moyen et médian a été calculé par la formule suivante : ¹⁰⁹

$$Mean_{logn} = \exp \left[X_i \hat{\beta} + \frac{\hat{\sigma}^2}{2} \right] \quad (100)$$

¹⁰⁹ Voir W.Green (2002), *Econometric Analysis*, page 800.

$$Mediane_{logn} = \exp(X_i\hat{\beta})$$

Dont σ représente le paramètre d'écart type.

Hanemann (1984, 1989), Zhongmin et al., (2003) préconisent d'utiliser le CAP médian pour mesurer le bien-être économique. En effet, alors que le CAP moyen peut être très sensible à de faibles changements de la distribution du CAP, la médiane se révèle beaucoup plus robuste face à ces effets (Holmes et al., 2004). De plus, la médiane indique le montant auquel 50% de l'échantillon voterait pour un référendum. Donc, la médiane est préférable puisqu'elle a une tendance à être plus robuste à l'influence des observations extrêmes et plus proches de l'approche de référendum pour les décideurs publics. Autrement dit, avec une majorité des individus une décision peut être prise.

La médiane était de 2,54 DA, en revanche, la moyenne est de 4,23DA. Ces résultats étaient plus hauts que le prix de vente d'une bouteille vide sur le marché informel de 1,5 DA. A noter que le prix d'une bouteille d'eau de 1,5litre est de 25 DA et notre échantillon dépense en moyenne 156 DA par semaine pour l'achat d'eau minérale, soit une consommation moyenne de 6,25 bouteilles. Dans le cas d'une consigne médiane, elle représente une augmentation du prix de vente de 10 % et 16,92 % dans le cas de la moyenne.

En effet, dans le cas d'adoption de la valeur médiane au moins la moitié des consommateurs sont prêts à payer un montant. Au Québec, le consommateur qui achète une boisson gazeuse dans un contenant assujetti à une consigne verse automatiquement un dépôt de 0,05 \$ au détaillant.¹¹⁰

5.6. Discussions

Dans cette étude nous avons utilisé la méthode d'évaluation contingente pour déterminer le montant d'une consigne sur les bouteilles d'eau en plastique en Algérie. La théorie économique souligne l'aspect incitatif d'un système de consigne combiné avec d'autres instruments (subvention au recyclage, taxe sur les emballages). Le

¹¹⁰ <http://www.consignaction.ca/fr/le-systeme-de-consigne/fonctionnement>

Le système de consigne est l'un des instruments économiques utilisés pour la protection de l'environnement. Les consommateurs de biens consignés ont intérêt à déposer des produits usagés ou des déchets d'emballage et recevoir des remboursements. Si les consommateurs effectuent l'effort de réduction à la source en triant leurs déchets d'emballage, nous pouvons limiter l'effet de l'externalité issue de l'activité qui l'a générée. En outre, étant donné que les remboursements sont compensés à partir des dépôts (consigne), des diverses études montrent théoriquement qu'un système de consigne est une structure de tarification optimale et il est empiriquement démontré que c'est la politique la plus économique. En outre, certaines études montrent que théoriquement un système de consigne pourrait entraîner une amélioration de l'écoconception. Toutefois, ce système peut avoir des répercussions sur les fournisseurs, y compris les fabricants, les grossistes et les détaillants. Par exemple, il peut causer une baisse des ventes en ajoutant la consigne au prix. [Anderson \(2002\)](#) montre qu'en matière des instruments à base de motivation telle que la consigne est plus suggérée pour les pays en voie de développement. Le système de consignation peut être étendu à d'autres produits tels que les canettes en aluminium. Un avantage de ce système de consigne est que les produits et les matériaux puissent être ciblés de manière individuelle pour l'enlèvement du flux DSM.

Il ressort de l'étude que les caractères socioprofessionnels des ménages ont un effet important sur la participation à un programme d'intérêt public notamment en matière d'amélioration de la qualité de l'environnement. En effectuant un dépôt volontaire des déchets d'emballage dans des centres de tri réduira les quantités de déchets destinés à l'enfouissement et augmentera les quantités à recycler.

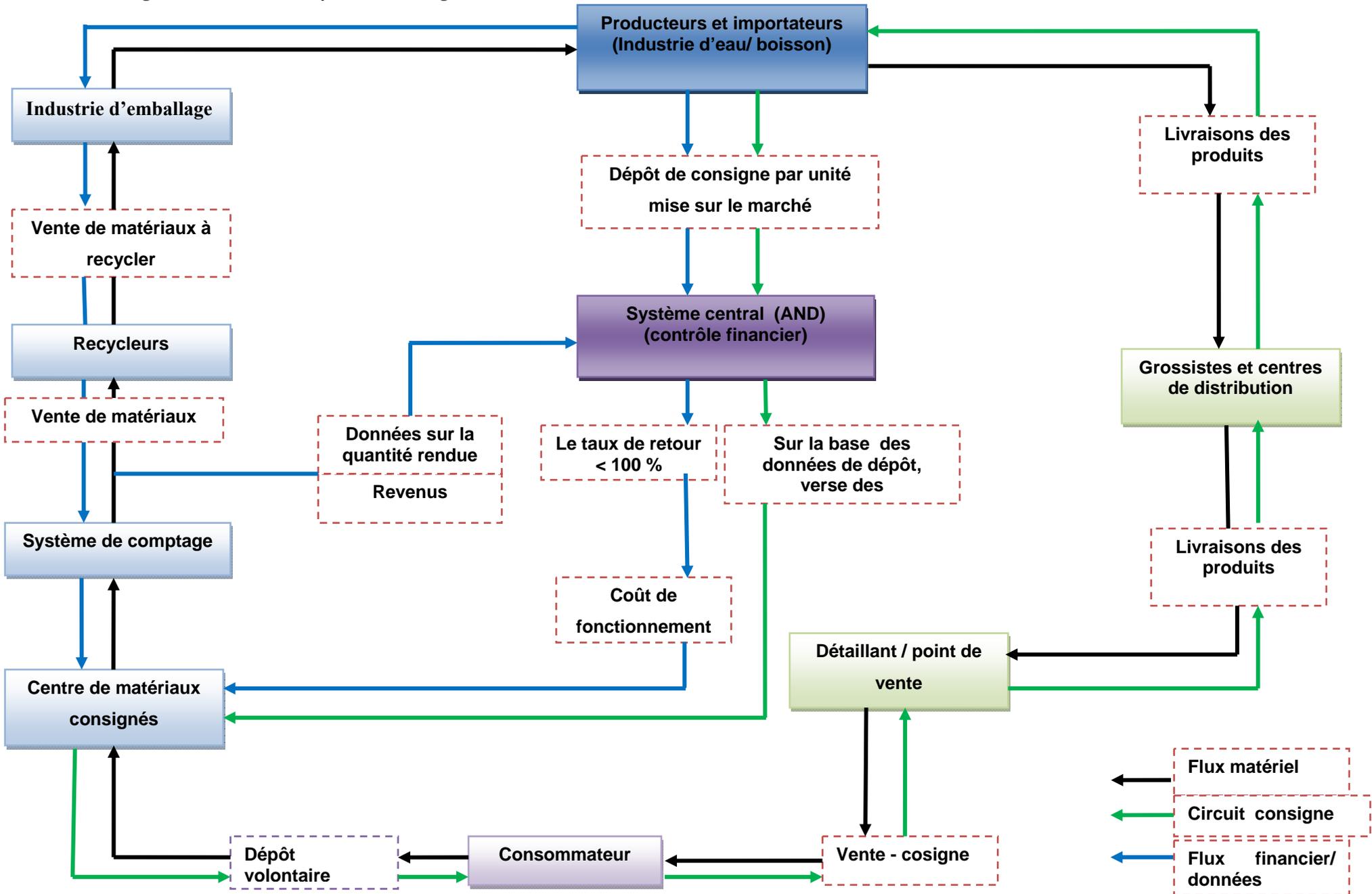
En outre, les campagnes de sensibilisation et d'information peuvent jouer un rôle très important en matière d'influence sur les comportements des consommateurs. Le rôle des associations notamment des associations environnementales est intéressant pour éclairer les avantages de tri sélectif et d'adopter un comportement d'écocitoyenneté. C'est avec la participation des habitants à un programme relatif à l'environnement que ce dernier connaîtra des résultats encourageants.

Le choix de l'emplacement des déchetteries ou des centres de récupération de matières recyclables reste une question décisive dans la réussite d'un programme de tri

sélectif. La proximité de ces centres par rapport aux résidences facilite le déplacement des habitants. L'étude montre qu'une grande partie est prête à effectuer le dépôt des emballages à pieds.

En conclusion générale, la mise en place d'un système de consigne nécessite toute une organisation, en allant d'un contrôle de flux de produits mise sur le marché en passant par le consommateur et en arrivant au centre de tri. En même sens, tous les flux financiers doivent être recensés. Dans la majorité des cas, le retour des emballages n'est pas assuré à 100%, la différence entre les montants consignés et les montants remboursés sera utilisée par les centres de tri comme des coûts de fonctionnement en plus de recettes de ventes de matériaux déposés. La figure 11 illustre le circuit pour la mise en application d'un système de consigne.

Figure 11 : Circuit d'un système de consigne



6. Conclusions

L'analyse de système tarifaire de service de déchets algérien nous a permis d'établir une conclusion importante sur le mode de financement adopté par les autorités pour le secteur de déchets. Ce financement est fondé sur une tarification par taxe forfaitaire déconnectée de la quantité de déchets est inférieur au coût marginal de la collecte et de mise en décharge. Cette taxe est entre 500 DA et 1000 DA par foyer qui peut produire jusqu'à deux tonnes par an (foyer composé de 6 personnes avec une production journalière de 1kg/hab). D'autre part, le coût de la mise en décharge est en moyenne de 1000DA/tonne. Dans ce cas, si le chef de foyer paye le montant maximum de la TEOM (1000DA) pour sa production annuelle estimée à deux tonnes alors que le coût de la mise en décharge est de 1000 DA/t, un déficit d'environ 50% sera enregistrée dans le financement de service d'élimination de déchets. Cette situation implique que ce déficit sera encore plus élevé dans le cas des autres modes d'élimination (la mise en CET par exemple).

La revalorisation de cette taxe se montre ici indispensable pour couvrir les coûts de service. Pour cela notre étude sur le consentement à payer pour améliorer le service de déchets via la méthode d'évaluation contingente s'inscrit dans cette perspective en prenant en compte les caractères socioprofessionnels des habitants. À travers les différentes estimations, le CAP vaut environ 1100 DA par foyer, une valeur supérieure au montant de la taxe prévue par la réglementation. Cependant, cette valeur qui est supérieure au coût de la mise en décharge, mais qui reste toujours inférieure au coût de revient de la nouvelle gestion estimé à 2844 DA/T. La recette totale du CAP des ménages additionnée avec les recettes issues des autres usagers hors ménage fait baisser le déficit d'environ 5%.

Nous constatons que le CAP est très faible par rapport aux coûts, ce qui rejoint l'idée que la taxe sur les déversements de déchets est souvent considérée comme un instrument fiscal et non comme un levier d'action environnemental. Et en général, le taux de ces taxes est trop faible que le taux d'une taxe pigouvienne. En effet un taux de taxe est plus faible par rapport au coût marginal de service de déchets peut n'avoir quasiment aucun effet incitatif. Pour s'assurer d'avoir un service de déchets

significatif, il est nécessaire de fixer ce taux à un niveau suffisamment élevé même si pour autant l'externalité n'est pas entièrement internalisée, cette taxe étant encore inférieure au dommage marginal subi par les victimes.

Notre seconde conclusion concerne plus les modes d'incitation monétaire afin d'encourager les habitants à effectuer l'effort de réduction à la source. Notre instrument financier est un dispositif sur base de consigne. Il nécessite de payer une consigne de 2,50 lors de l'achat d'une bouteille d'eau minérale chez le détaillant supplémentaire au prix d'achat par le consommateur. Ce supplément est inclus dans le prix lors l'achat chez le grossiste et qui doit être versée à la fin aux producteurs (industrie d'eau). Dans la deuxième phase, les producteurs versent le montant global des consignes payé sur l'ensemble des ventes réalisées durant une période de temps donnée à l'organisme qui gère l'opération (par exemple l'agence nationale de déchets). Sur la base des données collectées par cet organisme concernant les flux sortants (côté producteurs) et flux entrants (côté centre de matériaux consignés), verser des sommes sur la base des données de dépôt pour chaque organisme qui le reversera au consommateur lors du dépôt de son emballage vide. Puisque le taux de retour n'atteint jamais 100%, la différence sert comme coûts de fonctionnement pour les différents centres de récupération. Autre source de financement de ces centres, c'est la vente des matériaux récupérés à des recycleurs qui les revendent à des industries qui utilisent la notion du contenu en matière recyclé.

Ce dispositif nécessite à court terme une subvention de l'État à ces organismes et ces centres notamment en matière de frais d'investissement et des coûts de fonctionnement. Une fois qu'un marché de matière récupéré par filière est mis en place et le dispositif d'Eco-Jem est appliqué, le montant de la contribution peut être aussi un instrument important d'incitation au comportement d'écoconception par les producteurs.

CONCLUSION GENERALE

Conclusion générale

La croissance économique enregistrée en Algérie depuis les deux dernières décennies a aggravé la situation environnementale en matière de la gestion des déchets municipaux. La prise de conscience de la part de l'État Algérien a débuté concrètement en 2001 avec l'adoption du Programme national de la gestion intégrée des déchets municipaux. Les principes universels du développement durable (le principe de précaution, le principe de responsabilité, le principe du « pollueur-payeur », le principe de prévention, le principe de participation et de transparence.) ont été bien inclus dans ce programme (le principe pollueur payeur, principe précaution-prévention, la responsabilité élargie du producteur...). Cette prise de conscience sur l'aspect environnemental est donc amplifiée principalement par l'adoption depuis cette dernière décennie d'un ensemble des lois portant sur le développement durable, l'environnement, le littoral, la ville, l'aménagement du territoire, la gestion des déchets...etc.

L'objectif de notre thèse est d'étudier la gestion de service de déchets en Algérie afin d'établir un inventaire sur l'état des lieux, d'analyser la nouvelle politique, de réaliser des projections des quantités de déchets, et d'estimer le consentement à payer pour améliorer ce service. Nous avons fait le choix d'étudier ce thème suite à la situation alarmante constatée au niveau des villes. Le manque d'études spécialisées et ciblées traitant cette problématique du point de vue scientifique en Algérie à renforcer ce choix. Les résultats, les remarques et les suggestions de cette thèse peuvent être considérés comme des outils d'aide à la décision pour les pouvoirs publics et les responsables locaux chargés de la mise en œuvre de la nouvelle politique de gestion des déchets.

Pour répondre à l'ensemble des questions qui constituent notre problématique, la thèse comprend cinq chapitres. Dans **le premier chapitre**, nous avons abordé les évolutions de la réglementation algérienne en matière de la gestion de déchets ainsi qu'un inventaire sur l'état des lieux de service public de déchets. Ce chapitre est composé de quatre sections en plus d'une introduction et une conclusion.

Après une brève introduction mettant en lumière le contexte socioéconomique de l'Algérie d'un côté, l'ensemble des politiques et programmes environnementaux adoptés par le gouvernement algérien notamment en matière de gestion de déchets d'un autre côté. En plus de l'évolution des textes juridiques organisant ce service, nous avons exposé dans la **seconde section** le fonctionnement de la gestion des déchets en Algérie. L'objectif est d'expliquer les mécanismes de fonctionnement du secteur des déchets entre les différents acteurs à différents niveaux: national, régional et local. Le constat est que les municipalités restent le premier acteur responsable de la gestion de déchets municipaux et que le secteur privé est peu développé. Le secteur informel est un acteur indispensable en matière de récupération et de valorisation de déchets. Dans ce sens, la gestion directe en régie est le mode de la gestion dominant au niveau des 1541 communes algériennes. En revanche, la coopération intercommunale est en voie de se développer suite à la création de centres d'enfouissements techniques de déchets. Concernant la concession et la participation du secteur privé, elle reste très limitée. Il existe quelques communes qui ont procédé à la concession de l'opération de la collecte dans certains quartiers.

Dans la **troisième section**, nous avons exploré les différents flux de déchets produits en Algérie. Les déchets solides urbains représentent la grande partie avec plus de 12 millions de tonnes en 2010 et un ratio par habitant qui varie d'une région à l'autre, il peut atteindre 1,2kg /j/hab dans les grandes villes urbaines. Quant au secteur industriel, il produit plus de 300 mille tonnes de déchets industriels et dangereux en plus des 2 millions de tonnes en stock. La grande partie de ce gisement est produite en niveau des zones industrielles littorales. En plus des quantités de déchets précédentes à qui l'Algérie doit faire face, s'ajoutent plus de 40 mille tonnes par an de déchets issus de l'activité des établissements de santé. La principale remarque sur la composition de déchets ménagers est une forte présence des déchets organiques avec un taux qui dépasse les 75%. Ce constat indique explicitement une faible quantité des matériaux à recycler. Ainsi, il est l'élément principal du choix de mode d'élimination de déchets décidé par les autorités compétentes. L'enfouissement technique était donc le mode préférable suite à un taux élevé d'humidité dans la composition de DSM. L'incinération a été écartée pour la même raison. Même avec le programme de la construction de centaines des CET au niveau national, la mise en décharge reste la

solution appliquée par une grande partie des municipalités. Le compostage reste une solution envisageable et efficace si un tri à la source est effectué.

La section quatre a été consacrée au flux financier du service public des déchets en Algérie. Rappelons brièvement que la majorité des municipalités assurent les dépenses liées au service de déchets par le biais du budget général et cela même avec l'instauration d'une taxe sur l'enlèvement des ordures ménagères (TEOM) en 2002. Le taux de recouvrement de cette taxe est très faible avec 15% en 2004 au niveau national. À ce stade, le budget général des communes est alimenté par un taux non négligeable de la fiscalité environnementale perçue par l'État sur plusieurs activités polluantes. Les pénalités sur l'élimination illégale représentent une autre composante des flux financiers relatifs au service des déchets. S'ajoute ici, l'ensemble des incitations économiques mises en place par les autorités afin d'inciter le secteur privé à investir davantage dans la matière notamment pour la création des filières de récupération des déchets. Ces incitations peuvent être des exonérations fiscales et des réductions d'impôts. Enfin, nous avons abordé la question des coûts de la gestion de déchets qui varié entre 1000 DA pour la mise en décharge à plus de 4000 DA pour la mise en CET avec traitement de lixiviats. Les dépenses annuelles en matière de la gestion de déchets dépassent les 22 milliards de dinars et les dépenses de protection de l'environnement représentent 0,06 du PIB pour les déchets.

Les principes universels d'une politique environnementale ont été traités dans la **cinquième section** du chapitre. Le principe de prévention et de précaution vise plus les actions des réductions à la source des déchets via le tri sélectif par les consommateurs ou un comportement d'écoconception par les producteurs. Quant au principe de pollueur payeur, il est appliqué au niveau des consommateurs à travers la taxe forfaitaire (TEOM) même si cette dernière est déconnectée des quantités de déchets produites, et au niveau des producteurs à travers la taxe sur les activités polluantes ou sur les emballages. Ainsi que la contribution des entreprises au dispositif Eco-Jem pour l'élimination de leurs déchets d'emballage est inspirée de ce principe. Et pour sensibiliser les producteurs aux questions environnementales, nous retrouvons le principe de responsabilité élargie du producteur qui doit assurer une élimination de ces déchets issus de son activité de production. Finalement, la sensibilisation de la société reste un élément important pour la réussite d'une politique environnementale,

sans implication de la société civile (ménages, écoles, associations, collectivités...) dans une telle démarche, le programme de la gestion des déchets reste qu'un écrit sans efficacité.

Le chapitre deux aborde la question du gisement des déchets futurs en Algérie. Nous avons réalisé un survol de l'économétrie de la prospective des déchets, dont un des objectifs est de déterminer les facteurs explicatifs de la production de déchets. Au fur et à mesure de **la section deux**, nous avons exploré les différents modèles économétriques développés. Quelques études avancent une relation proportionnelle entre la production des déchets et le niveau de l'activité économique. D'autres proposent la consommation privée comme un facteur explicatif de la production des déchets municipaux. L'exemple de l'agence européenne de l'environnement suppose une relation sectorielle entre la production de déchets et le secteur d'activité économique. Ce récapitulatif de la littérature nous a permis d'analyser l'ensemble des facteurs influençant la production de déchets dans **la section trois** du chapitre.

Dans les deux sections qui suivent, **quatre et cinq**, nous avons réalisé deux études empiriques sur la projection des quantités de déchets en Algérie. Nous avons tenté de répondre aux questions suivantes : quels sont les facteurs qui peuvent influencer la production de déchets municipaux ? Quelle est la quantité de déchets en 2025 si les mêmes tendances macroéconomiques se prolongent à l'identique ? Le but de ce chapitre était donc de vérifier s'il existe une relation entre les facteurs macroéconomiques tels que le PIB et la production des déchets et de déterminer les facteurs influençant les quantités de déchets au niveau régional à travers des facteurs d'attractivité de territoire. Le constat dans **la section quatre** est qu'une forte relation existe entre la croissance économique et la production de déchets ainsi qu'avec la croissance démographique. Les dépenses de consommation des ménages sont un facteur qui peut expliquer l'augmentation des quantités des déchets issus de la consommation des biens durables et semi-durables en plus des biens alimentaires. Dans **la section cinq**, nous avons réalisé une projection des quantités de déchets municipaux au niveau de 48 wilayas. Utilisant des estimations multivariées en panel nous montrons que trois facteurs peuvent affecter la production de déchets. Le premier facteur est simplement la densité, les wilayas avec une forte densité de la population produisent plus de déchets que les régions faiblement denses. Ce facteur correspond

plus aux villes littorales. Le second facteur fait référence à l'activité de commerce en détail. Une forte concentration de cette activité de proximité engendre une augmentation des quantités de déchets. La cause principale de ces déchets est l'emballage des produits alimentaires. La mise en vente des produits achetés chez les grossistes nécessite la suppression des emballages de protection (carton par exemple et non pas l'emballage des produits à consommer, ce dernier est éliminé au niveau des ménages). Concernant l'activité artisanale, elle ne produit que de petites quantités de déchets suite au type des matériaux utilisés par l'activité.

Notre projection chiffrée estime le gisement en 2025 au niveau national d'environ 30 millions de tonnes dans l'hypothèse où aucune politique environnementale n'a été mise en place. Côté wilayas, la projection évalue le gisement futur pour la même période d'environ 38 millions de tonnes. La connaissance des flux futurs de déchets municipaux permettra aux responsables locaux une meilleure affectation des ressources et des moyens.

Le chapitre trois répond à la question relative aux coûts de la gestion de service de déchets. Son but est de savoir si les mêmes facteurs déterminants les coûts de service de déchets développés par la littérature ressort dans le cas algérien. Les études consacrées à ce sujet se caractérisent par trois types de génération. Tout d'abord, les études pionnières utilisent des petits échantillons et de simples régressions. Suivies des études de la deuxième génération de recherche qui se caractérisent par l'utilisation des données plus détaillées et des techniques économétriques plus robustes. Enfin des études plus récentes qui intègrent des nouveaux déterminants. L'ensemble des variables qui déterminent les coûts de la gestion de service de déchets a été présenté dans **la section trois** de ce chapitre. Il ressort de l'ensemble de ces études des facteurs en relation avec le service de déchets tel que la quantité de déchets produits (économie de densité), la fréquence de la collecte, le mode de gestion entre le secteur privé et le public. D'autres facteurs ont été aussi avancés, variables géographiques (la distance, localisation de site d'élimination...), variables climatiques (température, précipitation...). Le facteur densité ou la population reste le facteur le plus déterminant d'économie d'échelle.

L'enquête réalisée pour les 35 communes algériennes confirme les résultats des études empiriques en matière des coûts de service de déchets. **La section quatre** a détaillé les différents étapes et modèles utilisés dans l'étude de terrain. Pour le cas algérien, la quantité de déchets produite, la population/densité, la distance parcourue pour la collecte/la mise en CET et le nombre de points de collecte influencent positivement les dépenses de service de déchets. Ces dépenses peuvent être réduites par un regroupement des communes des moyens de collecte, une diminution de nombre des rotations des camions à moitié vides, une réorganisation des circuits de collecte.

Le chapitre quatre met en évidence à la fois les fondements théoriques des politiques des tarifications de service de déchets et les questions conceptuelles et empiriques qu'elle soulève. **La première section** est une introduction aux politiques de tarification. La première politique de tarification de type taxe Pigouvienne fait l'objet de **la seconde section**. Avec des taux de cette taxe, le comportement privé correspond à l'optimum social unique. Les consommateurs payent un prix pour la collecte de déchets et une taxe par unité de déchets afin de couvrir le coût des ressources et de l'externalité négative des déchets. En cas où l'élimination se fait illégalement, un mécanisme de consigne peut être adopté. Une taxe sur les déchets qui dépend de leurs propres externalités et un remboursement pour les consommateurs en cas d'élimination légale. Des discussions sur l'introduction d'une taxe sur la matière vierges ont été exposées (Miedema, 1983 ; Dinan, 1993 ; Palmer et Walls, 1997 ; Palmer *et al.*, 1997).

Le concept d'écoconception a été développé dans un contexte global de cycle de vie d'un produit (conception, production, consommation et élimination). Nous avons consacré **la section trois** à ce sujet. Tout d'abord Fullerton et Wu (1998) développent le choix des quantités d'emballage et le degré de recyclabilité. Il ressort de leur étude que le remboursement accordé par un système de consigne encourage les firmes de manière optimale à concevoir des produits faciles à recycler. En même temps, les consommateurs demandent ces produits afin de recevoir le remboursement. Ensuite nous présentons un ensemble d'études consacrées à ce sujet (Eichner et Pethig, 2000 et 2001 ; Calcott et Walls, 2000 et 2002).

La quatrième section de ce chapitre a été développée sur un nouveau concept, celui de l'effort de la réduction à la source avec possibilité de détournement illégal avancé par [Choe et Fraser \(1999\)](#). Une taxe sur les firmes, une redevance sur de collecte sur les ménages, un contrôle et une pénalité d'élimination illégale de déchets peut atteindre l'optimum de premier ou second degré selon le niveau d'effort.

Enfin à travers **le chapitre cinq** nous avons effectué une analyse prospective sur le système de tarification de service public de déchets en Algérie via l'étude de consentement à payer des consommateurs pour améliorer le service de déchets. Pour cela la méthode d'évaluation contingente a été utilisée. Nous **introduisons** ce chapitre par des notions de la valeur totale économique d'un actif environnemental d'où en particulier la valeur passive avec une illustration par le service de la collecte et d'enlèvement de déchets. Ensuite dans **la section deux** un survol sur la méthode d'évaluation contingente a été exposé. La méthode d'évaluation contingente reste un outil important en matière d'aide à la prise de décision dans le domaine des politiques environnementales.

La section trois a été consacrée entièrement à la première étude empirique consacré au CAP pour améliorer le service de déchets en Algérie. Nous avons utilisé la MEC et une question de révélation type carte de paiement combinée avec une question ouverte pour déterminer les facteurs qui influencent la décision des habitants pour participer financièrement à un programme de gestion de déchets et de fixer le montant du CAP. Pour que nous puissions établir une comparaison entre le *statu quo* et le cas amélioré, la même question de révélation a été posée à l'ensemble de l'échantillon. Les facteurs socioprofessionnels âge, revenu, niveau d'éducation, type d'habitation influençant le CAP des habitants dans les deux situations. Le facteur géographique, distance de la résidence par rapport à la décharge (site d'élimination) ressort dans notre étude avec un effet positif pour la participation financière et un CAP plus élevé pour les habitants résidant dans un périmètre proche et moyen. Cet effet deviendra négatif à partir d'une certaine distance pour les habitants les plus éloignés. Ce facteur permettra aux responsables locaux de le prendre en considération lors de la construction des nouveaux CET puisqu'il aura un impact sur les ressources financières d'origine de la taxe TEOM. Les facteurs connaissance des maladies d'origine des déchets et la connaissance des impacts d'une décharge sauvage sur le paysage et le

foncier influencent eux aussi le CAP des habitants à la hausse. Ceci implique le renforcement des campagnes de sensibilisation et d'information sur les aspects environnementaux notamment en matière des risques liés aux déchets au sein des populations. Le fait d'intégrer la variable satisfaction de la qualité de service de déchets (l'existence d'une politique environnementale) augmente le CAP de 600 DA dans le *statu quo* à 1100DA dans le cas amélioré. Cette conclusion nous laisse penser que le faible taux de recouvrement de la TEOM enregistré par le ministère ne peut être expliqué que par l'insatisfaction des habitants de service rendu par les autorités locales, donc l'absence de contre partie de la taxe. Même avec ces montants du CAP, un déficit sera toujours constaté. La revalorisation des taux de la TEOM prévus pour les commerçants et les entreprises est nécessaire.

Dans le même ordre d'idées, nous avons analysé dans **la section quatre** la possibilité de promouvoir le recyclage de bouteilles en plastique en Algérie par un mécanisme incitatif. L'étude empirique avait pour objectif de déterminer les variables qui influencent le CAP et sa valeur qui peut être interprété comme une consigne. Cette consigne incite à la réduction de déchets à la source via un effort de tri de déchets. Un ensemble de facteurs habituels influence positivement le CAP (âge, femme, éducation, revenu), ainsi que d'autres facteurs spécifiques qui mesurent l'attitude environnementale telle qu'adhérer à une association, satisfaction de qualité de service. La valeur médiane de la consigne a été estimée à 2,54 DA et la moyenne à 4,23 DA par bouteille. Ces deux valeurs sont supérieures au prix de vente (1,5 DA) d'une bouteille en plastique vide sur le marché informel de récupération de plastique.

Pour conclure l'ensemble de notre analyse, l'efficacité des politiques environnementales en matière de la gestion des déchets municipaux repose sur le comportement des ménages, lequel peut se modifier vers un comportement d'écocitoyen *via* des campagnes de sensibilisation relatives à la vie quotidienne et à la qualité de l'environnement. Nous avons démontré que la connaissance des maladies causées par les externalités négatives de déchets constitue un facteur important dans les déterminants de la participation des habitants dans un programme d'amélioration de ce service.

Concernant les **perspectives de recherche**, il serait intéressant d'examiner tout un ensemble de points relatifs à la gestion de déchets en Algérie. Tout d'abord, et pour faire face à la crise des déchets en Algérie, le gouvernement algérien a adopté la mise en CET comme **mode d'élimination** des déchets. L'adoption de cette politique a été vigoureusement contestée par des mouvements de protestation reconnue sous le concept NIMBY enregistrée dans certaines régions algériennes. Cependant, il serait utile de chercher des mécanismes d'incitation et de compensation. Des mécanismes qui reflètent une acceptation rationnelle des arguments économiques concernant l'implantation d'un CET. En même temps des mécanismes pour éviter la crainte personnelle des conséquences de CET. Une analyse d'identification des caractéristiques sociodémographiques des habitants susceptibles de présenter ces deux mécanismes est indispensable. Plusieurs questions peuvent s'inscrire dans cette problématique. Est-il utile d'introduire des indemnités pour induire l'acceptation des habitants locaux d'héberger les déchets des autres communes ? La compensation est-elle efficace pour résoudre ce phénomène?

D'autres alternatives d'élimination doivent être étudiées notamment le **compostage** sachant que 75% des déchets sont des déchets organiques. Premièrement par la recherche des potentiels de la commercialisation en niveau national en analysant la demande en compost sur la base des quantités susceptibles d'être compostées. Ce potentiel peut être manifesté par l'agriculture qui nécessite un fertilisant organique dont l'approvisionnement actuel est déficitaire. La réussite de ce mode de traitement de déchets nécessite tout d'abord des actions de réduction à la source telle que le tri sélectif. Des unités de compostage au niveau des communes et des filières de collecte de matériaux sont indispensables pour la mise en œuvre de ce mode d'élimination.

Dans le marché de récupération et de valorisation diverses pistes de recherche peuvent être envisagées. Une recherche doit être consacrée au développement des **filières de récupération** et de recyclage. Plus de 25% de déchets produits en Algérie sont des déchets récupérables notamment le plastique et le papier. Des études par filières de récupération et de valorisation doivent être réalisées afin de fournir des éléments nécessaires à l'AND pour redynamiser le dispositif d'Eco-Jem. Ces études doivent porter sur des filières en précisant le contexte institutionnel, réglementaire et technique.

L'implication du **secteur informel** dans la réduction des quantités de déchets transférés aux décharges ou aux CET à travers la récupération et la valorisation des quantités récupérées est très importante en Algérie. Est-il nécessaire de sanctionner et d'éradiquer cette activité puisqu'elle échappe à tout contrôle des autorités notamment en matière d'hygiène et de fiscalité ou de l'organiser avec des exonérations fiscales puisqu'elle comble la défaillance de l'Etat en matière de la récupération ?.

Concernant l'aspect financier, la possibilité de passer d'une politique tarifaire de type taxe forfaitaire (**TEOM**) à une politique tarifaire incitative type (**REOM**) pourrait être envisagée. L'utilisation de la redevance serait donc un instrument qui favoriserait la réduction de la production de déchets en l'indexant sur le service rendu ou sur les quantités générées. Le recouvrement des coûts de gestion de service de déchets par la redevance serait également un sujet à étudier.

ANNEXES

Annexe 1: Population et superficie des communes

Obs	Commune	Population 2007	Superficie
1	Ammal	9733.00	57.00000
2	Baghlia	21526.00	50.57000
3	Beni Amrane	23648.00	51.38000
4	Boudouaou El Bahri	13874.00	14.43
5	Boudouaou	71081.00	42.25
6	BourdjMenaïel	59976.00	97.80
7	Cap-Djinet	24560.00	72.12
8	Hammadi	27972.00	26.00
9	Afir	14415.00	60.38
10	Naciria	45105.00	61.80
11	Si-Mustapha	10923.00	27.00
12	Sidi-daoud	16923.00	63.37
13	Bouzagza	9685.000	43.50
14	Chabet El-Ameur	29725.00	72.28
15	Kharouba	11006.00	72.65
16	OueldAïssa	6855.00	24.10
17	Tedjelabine	21865.00	4138.00
18	Timezrit	12495.00	23.00
19	Khemis-Elkhachena	69442.00	81.92
20	Ben Choud	10138.00	13.52
21	Dellys	31534.00	51.32
22	Isser	33367.00	67.03
23	Corso	20652.00	22.90
24	Leghata	14442.00	48.70
25	Ouledhaddadj	32343.00	10.18
26	Souk El Had	6253.00	17.81
27	zemmouri	25669.00	55.50
28	Touarga	8836.00	27.55
29	Ouled Moussa	37526.00	27.00
30	Kharoub	179033.00	245.00
31	Hamma Bouziane	79019.00	71.18
32	Didouche Mourad	44499.00	115.70
33	Ain Smara	35865.00	175.00
34	Mostaganem	134566.00	50.00
35	Constantine	438205.00	183.00

Annexe 2 : Distribution des intervalles sélectionnés (n = 244)

Modèle (1)	Eff	%	Modèle (2)	Eff	%	Modèle (3)	eff	%
[0, 500]	36	14,75	[0, 500]	36	14,75	[0, 500]	36	14,75
			[500,500]	15	6,15	[500,500]		
			[500,600]	4	1,64	[500,600]	4	1,64
			[500,700]	11	4,51	[500,700]	11	4,51
[500, 1000]	58	23,77	[500,1000]	28	11,48	[500,1000]	43	17,62
			[1000,1000]	10	4,10	[1000,1000]		
			[1000,1100]	5	2,05	[1000,1100]	5	2,05
			[1000,1200]	12	4,92	[1000,1200]	12	4,92
			[1000,1300]	1	0,41	[1000,1300]	1	0,41
[1000,1500]	66	27,05	[1000,1400]	1	0,41	[1000,1400]	1	0,41
			[1000,1500]	25	10,25	[1000,1500]	35	14,34
			[1000,2000]	11	4,51	[1000,2000]	11	4,51
			[2000,2500]	1	0,41	[1000,2500]	1	0,41
			[1500,1500]	9	3,69	[1500,1500]		
[1500, 2000]	38	15,57	[1500,1700]	5	2,05	[1500,1700]	5	2,05
			[1500,2000]	20	8,20	[1500,2000]	29	11,89
			[1500,2500]	4	1,64	[1500,2500]	4	1,64
			[2000,2000]	2	0,82	[2000,2000]		
			[2000,2200]	2	0,82	[2000,2200]	2	0,82
[2000,2500]	19	7,79	[2000,2250]	2	0,82	[2000,2250]	2	0,82
			[2000,2500]	7	2,87	[2000,2500]	9	3,69
			[2000,3000]	6	2,46	[2000,3000]	6	2,46
			[2500,2500]	2	0,82	[2500,2500]		
[2500,3000]	11	4,51	[2500,3000]	5	2,05	[2500,3000]	7	2,87
			[2500,3500]	4	1,64	[2500,3500]	4	1,64
			[3000,3000]	1	0,41	[3000,3000]		
			[3000,3200]	2	0,82	[3000,3200]	2	0,82
[3000,3500]	14	5,74	[3000,3500]	8	3,28	[3000,3500]	9	3,69
			[3000,4000]	3	1,23	[3000,4000]	3	1,23
[3500,4000]	1	0,41	[3500,5500]	1	0,41	[3500,5500]	1	0,41
[4000,4500]	1	0,41	[4000,6000]	1	0,41	[4000,6000]	1	0,41
Total	244	100		244	100		244	100

Annexe 3 : Montant des CET

Wilaya	Montant DA	Montant € *	Programme
Relizane	250 000 000	2 668 138,39	PSD
Ghardaia	117 700 000	1 256 518,33	FSDRS + FEDEP
Ain Temouchent	160 000 000	1 708 122,78	PSD
Ain Defla	250 000 000	2 668 138,39	PSD
Mila	170 000 000	1 814 841,73	PSD+FEDGP
Tipaza	280 000 000	2 989 719,63	PSD
Souk-Ahras	240 000 000	2 562 725,00	PSRE
Khenchela	327 000 000	3 491 115,20	
El-Oued	60 000 000	640 652,16	FEDEP+ FSDRS
Tissemsilte	250 000 000	2 669 240,15	PSD
Tindouf	40 000 000	427 051,60	FSDR
El-Taref	175 000 000	1 914 307,81	PSRE
Boumerdès	190 000 000	2 028 579,85	PSD
B-B-A	319 000 000	3 406 070,46	PSRE+PSD
Ilizi	195 000 000	2 082 350,64	FSDRS
El-Bayad	120 000 000	1 311 590,71	PSD
Oran	1 940 000 000	21 593 583,64	PSRE+PSD
Ouargla	100 000 000	1 311 590,71	FSDRS+FEDEP
Mascara	180 000 000	1 969 393,33	PSRE
M'Sila	230 000 000	2 516 445,82	PSRE
Mostaganm	429 000 000	4 692 992,93	PSRE
Média	193 000 000	2 111 542,43	FEDEP+PSRE
Guelma	193 000 000	-	PSRE
Annaba	1 996 000 000	21 844 617,39	PSRE
Sidi-B-A	301 000 000	3 294 276,13	PSRE
Skikda	245 000 000	2 681 274,37	PSRE
Saïda	170 000 000	1 814 841,73	PSD
Setif	326 000 000	3 566 906,32	PSRE+PSD
Jijel	449 000 000	4 912 335,71	PEDEP+PSD
Djelfa	483 000 000	5 284 853,41	FSDRS+FSD
Alger	2 750 000 000	30 087 824,93	FSRE
Tizi-ouzou	310 000 000	3 207 675,87	PSRE
Tiaret	299 000 000	3 185 189,86	PSRE
Telemcen	263 000 000	2 800 792,51	
Tébessa	469 000 000	4 994 249,51	PSRE+PSD
Tamarasset	63 000 000	670 736,86	FEDEP+FSDRS
Bouira	185 000 000	1 969 425,08	PSD
Blida	330 000 000	3 513 053,58	PSRE
Béchar	210 000 000	2 236 006,82	FSDRS
Biskra	265 000 000	2 822 445,54	PSDRS+PSD
Béjaïa	249 000 000	2 656 028,56	PSRE
Batna	23 000 000	244 935,48	PSRE+PSD+FEDEP
Oum El-Bouaghi	270 000 000	2 874 485,82	FEDEP+PSD
Adrar	38 000 000	405 289,96	FSDRS

* Calculer sur le taux de change décembre 2006 (1€=93,67DA) Source : <http://smap.ew.eea.europa.eu>

ENQUETE SUR LA GESTION DES DÉCHETS EN ALGÉRIE : N°1

Le consentement à payer pour améliorer le service de déchets

Ce questionnaire est strictement anonyme. Il a pour objectif d'analyser les facteurs explicatifs de la production de déchets ménagers. Vos données serviront à des fins scientifiques. La réponse doit être effectuée par le chef de la famille.

Nom du quartier (**En claire**) :

Q1 : Quel est votre sexe (chef de la famille)?

Masculin	1	<input type="checkbox"/>
Féminin	2	<input type="checkbox"/>

Q2 : Quel est votre âge (chef de la famille) ?

Q3 : Quelle est votre profession (chef de la famille) ?

Agriculteur.....	1	<input type="checkbox"/>
Commerçant	2	<input type="checkbox"/>
Ouvrier	3	<input type="checkbox"/>
Profession libérale.....	4	<input type="checkbox"/>
Médecin	5	<input type="checkbox"/>
Fonction publique.....	6	<input type="checkbox"/>
Retraité	7	<input type="checkbox"/>
Sans emploi	8	<input type="checkbox"/>
Autres.....	9	<input type="checkbox"/>

Q4 : Quelle est le nombre de votre foyer y compris vous-même?.....

Q5 : Êtes-vous le seul dans votre ménage à travailler ?

Oui	1	<input type="checkbox"/>
Non	2	<input type="checkbox"/>

Q6 : Quel est votre niveau d'étude (chef de la famille)?

Niveau primaire.....	1	<input type="checkbox"/>
Niveau secondaire	2	<input type="checkbox"/>
Niveau lycéen.....	3	<input type="checkbox"/>
Niveau universitaire	4	<input type="checkbox"/>
Plus de BAC+4.....	5	<input type="checkbox"/>
Autres.....	6	<input type="checkbox"/>

Q 7 : Quel est le type de votre résidence?

Immeuble.....	1	
Maison individuelle.....	2	
Maison traditionnelle.....	3	
Autres.....	4	

Q 8 : Quel est le revenu net global mensuel de l'ensemble de votre foyer?

Moins de 5 000 DA		Entre 41 000 et 50 000	
Entre 5 000 et 10 000		Entre 51 000 et 60 000	
Entre 11 000 et 15 000		Entre 61 000 et 70 000	
Entre 16 000 et 20 000		Entre 71 000 et 80 000	
Entre 21 000 et 30 000		Entre 81 000 et 90 000	
Entre 31 000 et 40 000		Plus de 91 000	

Q 9 : Connaissez-vous l'existence de décharges sauvages dans votre commune?

Oui	1	
Non	2	

Q 10 : Connaissez-vous quelques impacts des décharges sauvages?

Oui	1	
Non	2	

ENQ : À titre d'illustration, voici quelques impacts des décharges sauvages.

- Perte de la valeur foncière (prix de logements, terrains)
- Dégradation de paysages,
- Pollutions des eaux souterraines, des surfaces et de l'air,
- Risque sur la santé publique.

Q11: Connaissez-vous quelques maladies causées par les déchets?

Oui	1	
Non	2	

ENQ : À titre d'illustration, voici quelques maladies dues aux pollutions par les déchets.

- Des maladies de type allergène, cancérigène (provoque des cancers),
- Mutagène (entraîne des modifications des chromosomes),
- Et tératogène (provoque des malformations)

Q12 : Êtes-vous satisfait de la qualité du service de déchets dans votre commune ?

Oui	1	
Non	2	

Q13 : Quel serait alors le montant que vous seriez prêts à payer pour la gestion actuelle des déchets ménagers (chef de la famille) par an? (les montants sont en dinar algérien)

0	500	1000	1500	2000	2500	3000	3500	4000	plus

ENQ : Présente le scénario hypothétique inspiré du Programme national pour la gestion intégrée des déchets ménagers (PROGDEM).

Les principales actions concernées par PROGDEM sont les suivantes :

- Élaboration et mise en œuvre des plans communaux de gestion des déchets ;
- Aménagement de sites de mise en décharge contrôlée ;
- Promotion des activités de recyclage et de valorisation des déchets ;
- Introduction de nouvelles formes de gestion ;
- Adaptation graduelle de la taxe d'enlèvement des déchets ménagers et amélioration de son taux de recouvrement ;
- Sensibilisation, formation et éducation.

L'objectif est d'améliorer la qualité de l'environnement, protéger la santé publique en appliquant des mesures de prévention, de tri sélectif et d'éradiquer les décharges sauvages en les remplaçant par des centres d'enfouissement technique. À ce titre, nous souhaitons éradiquer la décharge sauvage communale, mettre en place des bacs de collecte de 120 litres, augmenter la fréquence de collecte, et l'élimination par enfouissement dans un CET.

Le coût de mise en place de ce programme serait financé par l'État, en revanche le coût de la gestion serait assuré par l'ensemble des foyers, commerçants et entreprises générateurs de déchets ménagers et assimilés.

Q14: Êtes-vous tout à fait d'accord, plutôt d'accord ou pas du tout d'accord avec ce programme de gestion des déchets ?

Tout à fait d'accord	1	
Plutôt d'accord.....	2	
Plutôt pas d'accord.....	3	
Pas du tout d'accord.....	4	

Q15 : Quels sont tous les éléments positifs de ce programme ?

.....

Q16 : Accepteriez-vous l'idée que les habitants de la commune participent financièrement à l'amélioration de la collecte, du traitement et de l'élimination des déchets ménagers?

Oui	1	
Non	2	

Q17 : Préférez-vous que cette somme :

soit intégrée aux impôts locaux	1	
ou fasse l'objet d'un versement spécial à un fond pour la gestion des déchets ménagers de la commune.....	2	

Q18 : Vous êtes déjà sollicité(e) pour beaucoup d'autres causes comme les actions humanitaires ou de solidarité. Avez-vous fait des dons pour ce type d'actions ?

Oui	1	
Non	2	

Q19 : Êtes-vous prêt de trier vos déchets ?

Oui	1	
Non	2	

Q20 : Quelle serait la somme maximum **annuelle** que vous accepteriez de payer pour participer au coût de gestion de ce programme afin d'améliorer l'état de service de déchets dans votre commune ? (les montants sont en dinar algérien)

0	500	1000	1500	2000	2500	3000	3500	4000	plus

Q21: Saviez-vous que si la commune adoptait un système du tri sélectif, 15% du montant de la TEOM serait reversé aux ménages?

Oui	1	
Non	2	

Q22 : Si le paiement avait été réel, auriez-vous fourni un effort plus important pour y répondre ?

Oui	1	
Non	2	

Q23: Quelle somme alors accepteriez-vous de donner en plus de X dinars que vous avez déjà annoncée dans la question 20? dinars/an

Q24 : Quelle somme accepteriez-vous que la commune vous verse **par an** pour garder le mode actuel de gestion des déchets ménagers ? dinars/an

Q25 : Quelle est la distance qu'accepteriez-vous pour la construction d'un centre d'enfouissement des déchets par rapport à votre domicile ?

0,5km	1 km	1,5km	2km	2,5km	3km	3,5km	4km	4,5km	5km	Plus

ENQ : Le support visuel utilisé dans l'enquête

Équipements actuels	Équipements dans le cas de nouveau programme
 <p data-bbox="400 786 632 813">Tracteur de collecte</p>	 <p data-bbox="962 801 1257 828">Camion à benne tasseuse</p>
 <p data-bbox="304 1256 727 1283">Caisson métallique pour un quartier</p>	 <p data-bbox="831 1364 1390 1424">Bacs de précollecte pour un ensemble de ménages</p>
 <p data-bbox="225 1883 807 1935">Débordement de la décharge sauvage au bord de la route au niveau de la commune des Issers</p>	 <p data-bbox="831 1800 1222 1827">Centre d'enfouissement technique</p>

Annexe 5 : Questionnaire N° 2 la gestion des déchets en Algérie

**ENQUETE SUR LA GESTION DES DÉCHETS EN ALGÉRIE : N°2
Le recyclage des déchets à travers un système de consigne**

Ce questionnaire est strictement anonyme et s'inscrit dans le cadre de préparation d'un doctorat en sciences économie. Il a pour objectif d'analyser la possibilité de mettre en place un système de recyclage des déchets à travers une consigne.

Q1 : Quel est votre sexe ?.....

Masculin	1	<input type="checkbox"/>
Féminin	2	<input type="checkbox"/>

Q2 : Quel est votre âge ?.....

Q3 : Quelle est votre profession ?

Agriculteur.....	1	<input type="checkbox"/>
Commerçant	2	<input type="checkbox"/>
Ouvrier	3	<input type="checkbox"/>
Profession libérale.....	4	<input type="checkbox"/>
Médecin	5	<input type="checkbox"/>
Fonction publique.....	6	<input type="checkbox"/>
Retraité	7	<input type="checkbox"/>
Sans emploi	8	<input type="checkbox"/>
Autres.....	9	<input type="checkbox"/>

Q4 : Quelle est le nombre de votre foyer y compris vous-même?.....

Q5 : Quel est votre niveau d'étude (chef de la famille) et celui des membres de famille (M1 à M7)?

	vous	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7
Niveau primaire..... 1	<input type="checkbox"/>							
Niveau secondaire	<input type="checkbox"/>							
Niveau lycéen..... 3	<input type="checkbox"/>							
Niveau universitaire	<input type="checkbox"/>							
Plus de BAC+4..... 5	<input type="checkbox"/>							
Autres..... 6	<input type="checkbox"/>							

Q6 : Quel est le revenu net global mensuel de l'ensemble de votre foyer?

Moins de 5 000 DA	Entre 23 000 et 26000	Entre 41 000 et 44 000	Entre 59 000 et 62000
Entre 5 000 et 10000	Entre 26 000 et 29000	Entre 44000 et 47 000	Entre 62 000 et 65000
Entre 11 000 et 14000	Entre 29000 et 32000	Entre 47000 et 50 000	Entre 65 000 et 68000
Entre 14 000 et 17000	Entre 32 000 et 35000	Entre 50 000 et 53 000	Entre 68 000 et 71000
Entre 17 000 et 20000	Entre 35 000 et 38000	Entre 53 000 et 56 000	Entre 71 000 et 74000
Entre 20000 et 23000	Entre 38 000 et 41000	Entre 56 000 et 59000	Plus

Q 7 : Êtes-vous le responsable sur les dépenses du foyer (facture eau, gaz, électricité, impôt,...) ?

Oui	1	
Non	2	

Q 8 : Achetez-vous de l'eau et/ou des limonades en bouteilles de plastique ?

Oui	1	
Non	2	

Q 9 : Quels sont les prix de ces achats ?

	Prix	Quantité/semaine	Marques
Eau minérale 1 litre			
Boisson 1			
Boisson 1,5 L			
Boisson 2 L			
Jus (en plastique)			

Q 10 : Pourquoi achetez-vous de l'eau en bouteille de plastique ?

Avoir un bébé dans votre foyer.....	1	
Avoir un malade.....	2	
Eau de robinet est polluée.....	3	

ENQ :

Une grande partie des déchets rejetés dans la nature, au niveau des villes algériennes, sont des bouteilles en plastique, ces déchets pourraient être récupérés par des entreprises (ou par d'autres) pour un éventuel recyclage. Un mécanisme de consigne existe déjà en Algérie pour les bouteilles en verre, mais pas pour les bouteilles en plastiques, alors que les dégâts causés par le plastique apparaissent très importants.

Pour améliorer et préserver la qualité de l'environnement, et assurer la collecte et le recyclage des bouteilles en plastiques : la collecte sera assurée soit par :

1^{er} : les producteurs des boissons et des eaux minérales,

2^{ème} : les entreprises spécialisées agréées (sous-traitance).

3^{ème} : les réseaux de récupérateurs de plastiques dans le cadre de Eco-jem.

Le financement de ce programme est assuré par la participation des entreprises au système Eco-Jem ou par l'autofinancement.

Pour inciter les consommateurs de déposer les bouteilles en plastiques au sein des centres de tri, nous envisageons de faire supporter un coût supplémentaire aux consommateurs à l'achat de ces bouteilles, sachant qu'ils peuvent le récupérer à la restitution, les obligerait à les remettre après chaque utilisation. Ce montant sera utilisé comme une consigne à récupérer auprès des collecteurs si l'individu dépose ces bouteilles vides aux centres de tri ou des déchetteries. (C'est-à-dire, si vous déposez vous bouteilles vides dans un site de collecte sélective, il vous rembourse le montant supplémentaire).

Q11: Etes-vous tout à fait d'accord, plutôt d'accord ou pas du tout d'accord avec ce programme ?

Tout à fait d'accord	1	
Plutôt d'accord.....	2	
Plutôt pas d'accord.....	3	
Pas du tout d'accord.....	4	

Q12 : Accepteriez-vous de payer **1** dinars supplémentaires pour l'achat d'une bouteille d'eau ?

Oui	1	
Non	2	

Sinon, seriez-vous prêt à payer **0,50** dinars supplémentaires ?

Oui	1	
Non	2	

Si oui à **Q12**, seriez-vous prêt à payer **2** dinars supplémentaires ?

Oui	1	
Non	2	

Q13 : Accepteriez-vous de payer **1** dinars supplémentaires pour l'achat d'une bouteille de boisson ?

Oui	1	
Non	2	

Si non, seriez-vous prêt à payer **0,50** dinars supplémentaires ?

Oui	1	
Non	2	

Si oui à Q12, seriez-vous prêt à payer **2** dinars supplémentaires ?

Oui	1	
Non	2	

Q14 : Êtes-vous prêt de trier vos déchets ?

Oui	1	
Non	2	

Q 15 : Pensez-vous que ce programme aurait un effet positif sur la qualité de votre environnement ?

Oui	1	
Non	2	

Q16 : Quelle est la distance que vous êtes prêt à parcourir pour déposer vos déchets de bouteille dans un centre de tri ?

50m	100m	150m	200m	250m	300m	350m	400m	450m	500m	1km	1,5km

Q17 : Quel est votre moyen de déplacement pour déposer vos déchets de plastique ?.....

A pieds.....1	
En voiture 2	

Q18 : Êtes-vous adhérent d'une association ou souhaitez-vous le faire prochainement ?.....

Oui.....1	
Non 2	

Q19 : Habitez-vous en ville ou en village (hors ville)

Ville.....1	
Village 2	



Centre de tri

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

AFROZ, R., K. HANAKI, et K. HASEGAWA-KURISU (2008) : “Willingness to pay for waste management improvement in Dhaka city, Bangladesh”, *Journal of Environmental Management*, p.1-12.

AINA, M.P. (2006) : Expertises des centres d'enfouissement techniques de déchets urbains dans les PED : contributions à l'élaboration d'un guide méthodologique et à sa validation expérimentale sur sites, Thèse de doctorat en chimie et microbiologie de l'eau de l'Université de Limoges.

ALBERINI, A. (1995) : “Testing Willingness-to-Pay Models of Discrete Choice Contingent Valuation Survey Data”, *Land Economics*, Vol.71, N°1, p.83-95.

ALBERINI, A., K. BOYLE, et M. WELSH (2003) : “Analysis of contingent valuation data with multiple bids and response options allowing respondents to express uncertainty”, *Journal of Environmental Economics and Management* 45, p.40-62.

ALBERINI, A., S. TONIN, et M. TURVANI (2007) : “Willingness to Pay for Contaminated Site Cleanup Policies : Evidence from a Conjoint Choice Study in Italy », *Revue d'économie politique*, Vol.117, p.737-749.

AMIGUES, J.P., C. BOULATOFF, B. DESAIGUES, C. GAUTHIER, et J.E. KEITH (2002) : “The benefits and costs of riparian analysis habitat preservation: a willingness to accept/willingness to pay contingent valuation approach”, *Ecological Economics* 43, p.17-31.

AND (2007), Revue de Presse N° 6, Octobre 2007.

AND, (2006), Décharges sauvages : inventaires interprétation et recommandation, octobre 2006.

ANDERSEN, F. M., J. FENHANN, H. LARSEN, et L. SCHLEISNER (1998) : “A Scenario Model for the Generation of Waste”, Riso National Laboratory, DK- 4000 Roskilde.

ANDERSON, R.C. (2002) : “Incentive-Based Policies for Environmental Management in Developing Countries”, *Resources for the Future*.

ANTONIOLI, B., et M. FILIPPINI (2002) : “Optimal Size in the Waste Collection Sector”, *Review of Industrial Organization* 20: p.239-252.

ASAFU-ADJAYE, J., et S., TAPSUWAN (2008) : “A contingent valuation study of scuba diving benefits: Case study in Mu Ko Similan Marine National Park, Thailand”, *Tourism Management*, 29, p.1122-1130.

BALOUL, H. (2004) : « Technique de l'incinération », ECFERAL, communication

BASILI. M., M.D., MATTEO, et S. FERRINI (2006) : “Analysing demand for environmental quality: A willingness to pay/accept study in the province of Siena (Italy)”, *Waste Management*, 26, p.209-219.

- BEAUMAIS O., D. LAROUTIS, et R. CHAKIR** (2008) : « Conservation versus conversion des zones humides: une analyse comparative appliquée à l'estuaire de la Seine », *Revue d'Économie Régionale et Urbaine*, n°3, p.565-590.
- BEAUMAIS, O., et M. CHIROLEU-ASSOULINE** (2002) : *Économie de l'environnement*, Bréal, Collection Amphi.
- BEEDE, D.N., et D.E. BLOOM** (1995) : “The economics of municipal solid waste”, *The World Bank research observer* 10(2), p.113-150.
- BEGUM, R. A., C. SIWAR, J.J. PEREIRA, et A.H. JAAFAR** (2007) : “Factors and values of willingness to pay for improved construction waste management - A perspective of Malaysian contractors”, *Waste Management* 27, p.1902-1909.
- BEL, G., et A. COSTAS** (2006) : “Do Public Sector Reforms Get Rusty? Local Privatization in Spain”, *The Journal of Policy Reform*, Vol. 9, N°1, p.1-24.
- BEL, G., et M. MUR**, (2009) : “Intermunicipal cooperation, privatization and waste management costs: Evidence from rural municipalities”, *Waste Management* 29, p.2772-2778.
- BEL, G., et X. FAGEDA** (2009) : “Empirical analysis of solid management waste costs: Some evidence from Galicia”, Spain, *Resources, Conservation and Recycling* 54 p.187-193.
- BENDJOUDI, Z., F. TALEB, F. ABDELMALEK, et A. ADDOU** (2009) : “Healthcare waste management in Algeria and Mostaganem department”, *Waste Management* 29, p.1383-1387.
- BENOUAR, DJ.** (2003) : “Environmental impact assessment of urbanization in the city of Algiers (Algeria): the need for an integrated disaster management strategy towards vulnerability reduction”, "*Proceedings of the 2nd International Symposium on New Technologies for Urban Safety of Mega Cities in Asia : University of Tokyo, Japan, October 30-31, 2003*".
- BERTOLINI, G.** (2005) : *Économie des déchets, des préoccupations croissantes de nouvelles règles de nouveaux marchés*, Editions Technip environnement.
- BOHM, P.**, (1981) : “Deposit-refund systems: theory and applications to environmental conservation and consumer policy”. *Resources for the Future*. Baltimore.
- BOHM, R.A., FOLZ, D.H., KINNAMAN, T.C. et PODOLSKY, M.J.**, (2010) : “The costs of municipal waste and recycling programs”, *Resources, Conservation and Recycling*, 54, p.864-871.
- BOR, Y.J., CHIEN, Y.L., et ESHER, H.**, (2004) : “The market-incentive recycling system for waste packaging containers in Taiwan”, *Environmental Science & Policy*, 7, p.509-523.

- BOXALL, J.E., et K.K. YUNG** (1984): “Waste Arisings in Hong Kong”, *Resources, conservation and recycling*, 7, p.115-131.
- BREFFLE, W.S., E.R. MOREY, et T.S. LODDER** (1997) : “Using Contingent Valuation to Estimate a Neighborhood’s Willingness to Pay to Preserve Undeveloped Urban Land”, en ligne <http://www.colorado.edu/Economics/morey/4535/cunning.pdf>
- BROBERG, T., et R. BRÄNNLUND** (2008) : “An alternative interpretation of multiple bounded WTP data-Certainty dependent payment card intervals”, *Resource and Energy Economics* 30, p.555-567.
- BRUVOLL, A., et K. IBNEHOLT** (1997) : “Future waste generation : Forecasts on the basis of a macroeconomic model”, *Resources, conservation and recycling* 19, p.137-149.
- CALCOTT, P., et M. WALLS** (2000) : “Policies to Encourage Recycling and “Design for Environment” : What to do When Markets are Missing ”, *Resources For the Future Discussion Paper 00-30, June 2000*.
- CALCOTT, P., et M. WALLS** (2002) : “Waste, recycling, and design for environment : Roles for Markets and policy instruments”, *Resources For the Future Discussion Paper 00-30REV, December 2002*.
- CALLAN, S.J. et J.M. THOMAS** (2001) : “Economies of Scale and Scope: A Cost Analysis of Municipal Solid Waste Services” , *Land Economics*, Vol.77, N°4, p.548-560.
- CAMERON, A. C., et P. K. TRIVEDI** (2009) : *Microeconometrics Using Stata* , A Stata Press Publication Stata Corp LP College Station, Texas.
- CAMERON, T.A., et D.D. HUPPERT** (1988) : “ "Referendum" Contingent valuation estimates: sensitivity to the assignment of offered values”. *Working Paper 519 Department of Economics University of California*. En ligne: <http://www.econ.ucla.edu/workingpapers/wp519.pdf>
- CAMERON, T.A., et D.D. HUPPERT** (1989) : “OLS versus ML Estimation of Non-market Resource Values with Payment Card interval Data”, *Journal of environmental economics and management* 17, p.230-246.
- CAMERON, T.A., et J. QUIGGIN** (1994) : “Estimation using contingent valuation data from a "Dichotomous choice with follow-up" Questionnaire”, *Journal of Environmental Economics and Management* 27(3), p.218-34.
- CARSON, R. T.** (1999) : “Contingent valuation : À User’s Guide”. *Department of Economics, University of California, San Diego*, discussion paper 99-26.
- CARSON, R. T. et W. M., HANEMANN**, (2005): Contingent valuation. In: Mäler, K.-G., Vincent, J. R. Handbook of environmental eoomics, vol 2. Valuing environmental changes, The Netherlands, 821-920.

- CARSON, R.C., W.M. HANEMANN, et R.C. MITCHELL** (1986) : “The use of simulated political markets to value public goods”, *Resources for the Future*.
- CARSON, R.T., et T. GROVES** (2007) : “Incentive and informational properties of preference questions”, *Environmental and Resource Economics*, 37: p.181-210.
- CARSON, R.T., L. WILKS, D. IMBER** (1994) : “Valuing the Preservation of Australia's Kakadu Conservation Zone”, *Oxford Economic Papers*, New Series, Vol.46, Special Issue on Environmental Economics. p. 727-749.
- CARSON, R.T., N.E. FLORES et N. F. MEADE** (2001) : “Contingent Valuation: Controversies and Evidence”, *Environmental and Resource Economics*, 19: p.173-210.
- CARSON, R.T., N.E. FLORES et R.C. MITCHEL** (1999): “The Theory and Measurement of Passive-Use Value”, in Bateman, I.J., et G.A., Kenneth. *Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation, Method in the US, EU, and Developing Countries*, Oxford University Press, 97-131.
- CAWLEY, J.** (2008) : “Contingent valuation analysis of willingness to pay to reduce childhood obesity”, *Economics and Human Biology*, 6: p.281-292.
- CGDD, (2010), Commissariat général au développement durable, *Chiffres & statistiques*, n°164 octobre 2010, <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/CS164c.pdf>, consulter le 26 fév 2012.
- CHAKRABARTI, S. et S., PRASENJIT** (2003), “Economics of Solid Waste Management: A Survey of Existing Literature”, *Economic Research Unit, Indian Statistical Institute*.
- CHANEL, O., E. FAUGERE, G. GENIAUX, R. KAST, et S. LUCHINI** (2004) : «Valorisation économique des effets de la pollution atmosphérique: Résultats d'une enquête contextuelle », *Revue économique*, Vol.55, N°1, p.65-92.
- CHERFI, K.** (2008), Prêches et pubs écolos, *Environnement d'Algérie* 1, p.20-21.
- CHIEN, Y.L., C. J. HUANG, D. SHAW** (2005) : “A general model of starting point bias in double-bounded dichotomous contingent valuation surveys”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 50: p.362-377.
- CHO, S.H., D.H. NEWMAN, et J.M. BOWKER** (2005) : “Measuring rural homeowners' willingness to pay for land conservation easements”, *Forest Policy and Economics*, 7 p.757-770
- CHOE, C., et I. FRASER** (1999) : “An Economic Analysis of Household Waste Management”, *Journal of Environmental Economics and Management* : 38, p. 234-246.
- CM CONSULTING**, (2004) : Rapport pour le compte de Environment and Plastics Industry Council (EPIC), An Overview of Plastic Bottle Recycling in Canada, in line <http://www.solidwastemag.com/posteddocuments/PDFs/OctNov04/PlasticBottle.pdf>.

CNES, (1997) : « Rapport sur L'état de l'environnement en Algérie ». En ligne <http://www.cnes.dz/>

CNES, (2008) : « Rapport National sur le développement humain : Algérie 2007 », juillet 2008. En ligne <http://www.cnes.dz/>

Commissariat à la Planification et à la Prospective (CPP), (2004) : « La pauvreté en 2000 en Algérie », septembre 2004.

COOPER, J.C., W.M. HANEMANN, et G., SIGNORELLO (2002): “*One and One-Half Bound Dichotomous Choice Contingent Valuation*”, *Review of Economics and Statistics*, Vol.84: p. 742-750.

COOPERS et LYBRAND (1996) : “Cost-Benefit Analysis of the Different Municipal Solid Waste Management Systems: Objectives and Instruments for the Year 2000”, final report for European Commission, DGXI. March 1996.

DAVIDSON, R. et J.G. MACKINNON, (2004) : *econometric theory and methods*, Oxford University Press (New York).

DAVIDSON, R., et J.G. MACKINNON (2004) : *Econometric Theory and Methods*, Oxford university press, Inc, New York.

D.E.W. Alger (2008) : « Politique de Gestion Ecologique des Déchets Toxiques », février 2008.

D.E.W. Boumerdès (2007) : « Le schéma directeur de la gestion des déchets urbains dans la commune des Issers », étude réalisée par le bureau d'étude T.A.D, Alger.

D.E.W. Constantine (2009) : « Schéma directeur de gestion des déchets solides urbains du Groupement de Constantine », réalisée par bureau d'études CEGEP (Centre d'Étude et de Gestion de Projets).

D.E.W. Mostaganem (2003) : « Schéma directeur de gestion des déchets solides urbains de la ville de Mostaganem », étude réalisée par le bureau d'étude T.A.D, Alger.

DAHLÉN, L., H. ÅBERG, A. LAGERKVIST, P.E.O. BERG (2009) : “Inconsistent pathways of household waste”, *Waste Management* 29 : p.1798–1806.

DANSO, G., P. DRECHSEL, S. FIALOR, et M. GIORDANO (2006) : “Estimating the demand for municipal waste compost via farmers- willingness-to-pay in Ghana”, *Waste Management* 26, p.1400-1409.

DE BEIR, J., M., FODHA, et GIRMENS, G. (2007) : « Recyclage et externalités environnementales : Faut-il subventionner les activités de récupération recyclage ? » Documents de Travail du Centre d'Économie de la Sorbonne. En ligne <http://halshs.archives-ouvertes.fr/docs/00/14/46/32/PDF/V07010.pdf>

DEHNR (1997) : “Analysis of the Full Costs of Solid Waste Management for North Carolina Local Governments”, étude menée pour le département de l'environnement, de santé et des ressources naturelles, sous la direction de JAMES B. et Jr. HUNT.

- DERONZIER, P. et S. TERRA** (2006) : « Étude sur la valorisation des aménités du Loir », Document de travail n° 06-E-01, Direction des Études économiques et de l'évaluation environnementale, en ligne <http://temis.documentation.equipement.gouv.fr/documents/Temis/0065/Temis-0065939/18291.pdf>
- DEWEES, D.N., et M.J., HARE** (1998) : “Economic analysis of packaging waste reduction”, *Canadian Public Policy* 24 (4), p.453-470.
- DIJKGRAAF E., et R. GRADUS** (2003) : “Cost savings of contracting out refuse collection”, *Empirica*; 30(2): p.149-61.
- DIJKGRAAF E., et R. GRADUS** (2007) : “Collusion in the Dutch waste collection market”. *Local Government Studies*, 33(4): p.573-88.
- DINAN, T.M.** (1993) : “Economic Efficiency Effects of Alternative Policies for Reducing Waste Disposal”, *Journal of Environmental Economics and Management* 25(3), p.242-256.
- DOETSCH, P., M. CHERIF, B. LINS, et M. SCHNEIDER** (2002) : « La station de compostage de la ville de Blida ». Rapport élaboré pour le compte du MATE.
- DOMBERGER, S., MEADOWCROFT, S. et D., THOMPSON**, 1986: “Competitive tendering and efficiency: the case of refuse collection”, *Fiscal Studies*, vol. 7, N°4, p.69-87.
- DUBIN, J.A., et P. NAVARRO** (1988) : “How Markets for Impure Public Goods Organize The Case of Household Refuse Collection”, *Journal of Law, Economics and organization* Vol: 4. N°2.
- EBOT MANGAA, V., O.T. FORTONET, et A.D. READD** (2008) : “Waste management in Cameroon: A new policy perspective?”, *Resources, Conservation and Recycling* 52, p.592-600.
- EEA**, (1999) : “Baseline projections of selected waste streams. Development of a methodology”, *Technical report* N° 28.
- EICHNER, T., et R. PETHIG** (2000) : “Corrective Taxation for curbing Pollution and Promoting Green Design and Recycling”, Working paper 350, October 2000. En ligne : <http://www.cesifo-group.de/portal/pls/portal/docs/1/1190938.PDF>.
- EICHNER, T., et R. PETHIG** (2001) : “Product Design and Efficient Management of Recycling and Waste Treatment.” *Journal of Environmental Economics and Management* 41(1), p.109-134.
- EPA**, (1999) : “National Source Reduction Characterization Report For Municipal Solid Waste in the United States”. Report No. EPA530-July 1999.
- FERROUKHI, S. A., et N. BENTERKI** (1999) : « Le développement rural durable : expériences et perspectives dans les économies en transition : Le cas de l'Algérie »,

Options Méditerranéennes, 49-61. En ligne : <http://ressources.ciheam.org/om/pdf/a54/04400015.pdf>

FLACHAIRE, E., G. HOLLARD (2007) : “Starting point bias and respondent uncertainty in dichotomous choice contingent valuation surveys”, *Resource and Energy Economics* 29, p.183-194.

FMI, (2008), Country focus: Algeria, *Finance & Développement*, 45 (2), p.55. <http://imf.org/external/pubs/ft/fandd/2008/06/pdf/fd0608.pdf>

FONTA, W.M., H.E. ICHOKU, K.K. OGUJIUBA, et J.O. CHUKWU (2007) : “Using a Contingent Valuation Approach for Improved Solid Waste Management Facility: Evidence from Enugu State, Nigeria”. *Journal of African Economies*, Vol.17, N°2, p.277-304.

FULLERTON, D., et A. WOLVERTON (2000) : “Two generalizations of a Deposit-Refund System”, *American Economic Review*, Papers and Proceeding 90(2), p.238-242.

FULLERTON, D., et W. WU (1998) : “Policies for Green Design”, *Journal of environmental economics and management*, N°36, p.131-148.

FULLETRON, D., et T.C. KINNAMAN (1995) : “Garbage, Recycling, and illicit Burning or Dumping”, *Journal of environmental economics and management*, N°29, p.78-91.

FULLETRON, D., et T.C. KINNAMAN (1996) : “Household Responses to Pricing Garbage by the Bag”, en ligne : http://works.bepress.com/don_fullerton/12.

GLACHANT, M. (2005) : « *La politique nationale de tarification du service des déchets ménagers en présence de politiques municipales hétérogènes* », *Économie et Prévision*, N° 167, p.85-100.

GÓMEZ-LOBO, A., et S. SZYMANSKI (2001) : “A Law of Large Numbers: Bidding and Compulsory Competitive Tendering for Refuse Collection Contracts ?”, *Review of Industrial Organization* 18: p.105-113,

Gouvernement Algérie, (2005) : « Rapport national sur les objectifs du Millénaire pour le développement en Algérie ». juillet 2005.

GRAMLICH, F.W. (1977) : “The Demand for Clean Water: The Case of the Charles River,” *National Tax Journal*, vol.30, N°.2, p.183-194.

GREENE, W. (2002) : *Econometric Analysis*, Fifth Edition, Upper Saddle River, New Jersey 07458.

GREN, I.M. et V. KAITALA (1997) : “Supervizing skill information and violation of environmental Regulations”, *Internat. Rev. Law Econom.* 17, p.395-407.

GROSSMANN J. (2004) : « Etude de commercialisation du compost urbain de Beni Mered », Rapport de la coopération technique algero-allemand entre le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE) et la Deutsche

Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH -Programme Gestion de l'Environnement. Mars 2004. 56p.

GUERMOUD, N., F. OUADJINA, F. ABDELMALEK, F. TALEB et A. ADDOU (2009) : “Municipal solid waste in Mostaganem city (Western Algeria)”, *Waste Management* 29, p.896-902.

HANEMANN, M., J. LOOMIS, et B. KANNINEN (1991) : “Statistical Efficiency of Double-Bounded Dichotomous Choice Contingent Valuation”, *American Journal of Agricultural Economics*, Vol.73, N°.4, p.1255- 1263.

HANEMANN, W.M. (1984) : “Welfare Evaluation in Contingent Valuation Experiments with Discrete Responses”, *American Journal of Agricultural Economics* 56, p.332-341.

HANEMANN, W.M. (1989) : “Welfare Evaluations in Contingent Valuation Experiments with Discrete Response Data: Reply”, *American Journal of Agricultural Economics*, Vol. 71, No. 4, p.1057-1061.

HARRINGTON, W. (1988) : “Enforcement leverage when penalties are restricted”, *Journal of Public Economics*, 37, p.29-53.

HEINTZ, V. (2002) : “Comment évaluer l'amélioration du bien-être individuel issue d'une modification de la qualité du service d'élimination des déchets ménagers?”, Document de travail, Bureau d'Économie Théorique et Appliquée, Université Louis Pasteur. <http://cournot2.u-strasbg.fr/users/beta/publications/2002/2002-11.pdf>.

HERRIGES J.A. et J.F. SHOGREN (1996) : “Starting Point Bias in Dichotomous Choice Valuation with Follow-Up Questioning” *Journal of Environmental Economics And Management* 30, p.112-131.

HEYES, A. G. (1997) : “Environmental regulation by private contest”, *Journal Public Economic*. 63, p.407-428.

HINA, Z. et V. DEVADAS (2008) : “Urban solid waste management in Kanpur: Opportunities and perspectives”, *Habitat international* 32, p.58-73.

HIRSCH, W.Z. (1965) : “Cost Functions of an Urban Government Service: Refuse Collection”, *The Review of Economics and Statistics*, Vol.47, N°.1, p.87-92.

HOCKETT, D., D.J. LOBER et K., PILGRIM (1995) : “Determinants of Per Capita Municipal Solid Waste Generation in the Southeastern United States”, *Journal of Environmental Management*, 45, p.205–217.

HOLMES, T.P., J.C. BERGSTROMB, E. HUSZARC, S.B. KASKD, et F. ORR III^e (2004) : “Contingent valuation, net marginal benefits, and the scale of riparian ecosystem restoration”, *Ecological Economics* 49, p.19-30. <http://ressources.ciheam.org/om/pdf/a54/04400015.pdf>

IMAM, A., B. MOHAMMED, D.C. WILSON, et C.R. CHEESEMAN (2008) : “Solid waste management in Abuja”, Nigeria, *Waste Management* 28, p.468-472.

- JENKINS, R.R.** (1993) : *The Economics of Solid Waste Reduction*, Hants, Edward Elgar Publishing Limited.
- JINA, J., Z. WANGA, et S. RAN** (2006) : “Comparison of contingent valuation and choice experiment in solid waste management programs in Macao”, *Ecological Economics*, 57, p.430-441.
- KAH, E.** (2003) : « La méthode d'évaluation contingente appliquée aux déchets urbains », *L'Espace géographique*, p.47-59
- KAHHAT, R., KIM, J., XU, M., ALLENBY, B., WILLIAMS, E., ZHANG, P.,** (2008): “Exploring ewaste management systems in the United States”. *Resource, Conservation and Recycling*, 52, p.955-964.
- KANNINEN B.J.** (1995) : “Bias in Discrete Response Contingent Valuation”, *Journal of Environmental Economics And Management*, 28: p.114-125.
- KARAVEZYRIS, V.** (2000) : “Theoretical Approaches to Forecasting of Solid Waste”, Paper presented at the 4S/EASST conference, Vienne.
- KATHIRAVAN, G., M. THIRUNAVUKKARASU, et P. MICHEALRAJ** (2007) : “Willingness to Pay for Annual Health Care Services in Small Ruminants: The Case of South India”, *Journal of Applied Sciences*, 7 (16), p.2361-2365.
- KAVAL, P., J. LOOMIS, A. SEIDL** (2007) : “Willingness-to-pay for prescribed fire in the Colorado (USA) wild land urban interface”, *Forest Policy and Economics*, 9 p.928–937.
- KENNETH, A., R. SOLOW, P.R. PORTNEY, E.E. LEAMER, R. RADNER, H. SHUMAN.** (1993) : “Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation.” Federal Register 58, p.4601-4614.
- KINNAMAN, C., et D. FULLERTON** (1998) : “The economics of residential solid waste management”, National bureau of economic research, Working paper 7326, en ligne <http://www.nber.org/papers/w7326>
- KOSS, P., et M.S. KHAWAJA** (2001) : “The value of water supply reliability in California: a contingent valuation study”, *Water Policy* 3, p.165-174.
- KOSSA, P., et M. SAMI KHAWAJA** (2001) : “The value of water supply reliability in California: a contingent valuation study”, *Water Policy*, 3, p.165-174.
- KRUTILLA, J.V.** (1967) : “Conservation Reconsidered” *The American Economic Review*, Vol.57, Issue 4, p.777-786.
- KULSHRESHTHA, P., et S., SARANGI** (2001) : “ “No return, no refund”: an analysis of deposit-refund systems”, *Journal of Economic Behavior & Organization* Vol. 4, p.379-394.
- LASARIDI, K., M. KEHAGIOGLOU, D. KOMILIS, et A. ROVOLIS** (2006) : “Municipal Solid Waste Costs: A Comparative Analysis of Local Authority Policies In Attica”, en ligne: <http://www-sre.wu-wien.ac.at/ersa/ersaconfs/ersa06/papers/876.pdf>.

Le Blanc, D., et al., (2000) : « L'économétrie et l'étude des comportements, présentation et mise en œuvre de modèles de régression qualitatifs : les modèles univariés à résidus logistiques ou normaux (logit, probit) », Insee document de travail, N° 0001.en ligne : http://www.insee.fr/fr/publications-et-services/docs_doc_travail/0001.pdf.

LEON, C.J. (1996) : “Double Bounded Survival Values for Preserving the Landscape of Natural Parks”, *Journal of Environmental Management*, 46: p.103-118.

LOMBRANO, A. (2009) : “Cost efficiency in the management of solid urban waste”, *Resources, Conservation and Recycling* 53, p.601-611.

LUCHINI, S. (2002) : “De la singularité de la méthode d'évaluation contingente”, *Économies et Statistique*, N°.357-358, p.141.152.

MADDALA, G.S. (2001) : *Introduction to Econometrics*, Third Edition, John Wiley & Sons Ltd.

MATE (?) : « Évolution des institutions et de la législation en matière d'environnement et d'Aménagement du Territoire »

MATE (?a) : « L'Élimination Ecologique des déchets spéciaux : Une Avancée pour l'Environnement ».

MATE (?b) : « L'introduction de l'Éducation Environnementale dans le milieu scolaire et Éducation des nouvelles générations à la protection de l'Environnement ».

MATE (2000) : « Rapport national sur l'état et l'avenir de l'Environnement (RNE)-2000 »,

MATE (2002) : « Plan National d'Actions pour l'Environnement et le Développement Durable (PNAE-DD) », janvier 2002.

MATE (2003) : Rapport sur l'état et l'avenir de l'environnement en Algérie

MATE (2003a) : « Manuel d'information sur la gestion et l'élimination des déchets solides urbains ».

MATE (2004) : « Atelier international sur le nouveau mode de gestion des déchets municipaux : Le Centre d'Enfouissement Technique (CET) », janvier 2004.

MATE (2005) : « Mise en œuvre du Programme National de Gestion des Déchets Ménagers « PROGDEM ».

MATE (2005a) : « Analyse et recommandations en matière de recouvrement des coûts de la gestion des déchets municipaux en Algérie », rapport réalisé par Ernst & Young.

MATE (2008) : « La mise en œuvre du schéma national d'aménagement du territoire (SNAT) 2025 », *Document de Synthèse*, février 2008.

MATE (2008a) : « Les acquis du Programme National de Gestion intégrée des Déchets Ménagers et assimilés (PROGDEM) », janvier 2008.

MATE (2008b) : Revue d'environnement Algérie, N°1, en ligne

- MATE/D4E** (2002) : «Étude sur les facteurs macro-économiques explicatifs du flux de déchets », *Rapport final* N° 41-01.
- MATSUTO, T. et HAM, R.K.** (1990) : “Residential Solid Waste Generation and Recycling in the USA and Japan”. *Waste Management & Research*, 8, p.229-242.
- METAP** (2004) : « Rapport sur Le coût de la dégradation de l'environnement côtier en Algérie », Décembre 2005.
- METAP** (2004a) : « Projet Régional de Gestion des Déchets Solides dans les Pays du Mashreq et Maghreb : Rapport du pays Algérie ». Préparer par the international consortium GTZ – ERM – GKW, *janvier 2004*.
- METAP** (2004b), « Projet Régional de Gestion des Déchets Solides dans les Pays du Mashreq et Maghreb : Rapport du pays Tunisie ». Préparer par the international consortium GTZ – ERM – GKW, *janvier 2004*.
- METAP** (2004c) : « Projet Régional de Gestion des Déchets Solides dans les Pays du Mashreq et Maghreb : Rapport du pays Maroc ». Préparer par the international consortium GTZ – ERM – GKW, *mai 2004*.
- METAP** (2004d) : « Projet Régional de Gestion des Déchets Solides dans les Pays du Mashreq et Maghreb : Rapport du pays Egypte ». Préparer par the international consortium GTZ – ERM – GKW, *janvier 2004*.
- METAP** (2004e) : « Projet Régional de Gestion des Déchets Solides dans les Pays du Mashreq et Maghreb : Rapport du pays Jordanie ». Préparer par the international consortium GTZ – ERM – GKW, *janvier 2004*
- METAP** (2005) : « Le coût de la dégradation de l'environnement côtier en Algérie » rapport, décembre 2005.
- MF** (2005) : « La situation économique et financière à fin septembre 2005 ».
- MF** (2008) : « Le comportement des principaux indicateurs macroéconomiques et financières en 2007 », N08081/MF/DGEP.
- MIEDEMA, A.K.** (1983) : “Fundamental Comparisons of Solid Waste Policy Options”, *Resources and Energy*, 5, p.21-43, 1983.
- MITCHELL R.C., et R.T. CARSON** (1989) : “Using surveys to value public goods: the contingent valuation method”. Washington, DC: Resource for the Future; 1989.
- MITCHELL, R.C., et R.T. CARSON** (2001) : “An experiment in determining willingness to pay for national water quality improvements”, *Resources for the Future*.
- MOON, H** (1994) : “Solid Waste Management in Ohio”, *Professional Geographer*, 46 (2), p.191-198.
- NAGELHOUT, D., M. JOOSTEN, et K. WIERINGA** (1990) : “Future waste disposal in The Netherlands”, *Resources Conservation and Recycling*, 4, p.283-295.

- NETCOM**, (2004, 2008) : Établissement de Nettoyement et Collecte des Ordures Ménagères.
- NIESDWIADOMY, L. M., et J. D. MOLINA**, (1989): "Comparing Residential Water Demand Estimates under Decreasing and Increasing Block Rates Using Household Data." *Land Economics* Vol. 65, N° 3. p.281-289
- NUMATA, D.**, (2009) : “Economic analysis of deposit–refund systems with measures for mitigating negative impacts on suppliers”, *Resources, Conservation and Recycling*, 53, p.199-207.
- OCDE**, (2000) : « *Strategic Waste Prevention* », N°94140. En ligne [http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocument/?doclanguage=en&cote=env/epoc/ppc\(2000\)5/final](http://www.oecd.org/officialdocuments/displaydocument/?doclanguage=en&cote=env/epoc/ppc(2000)5/final)
- OHLSSON, H.** (2003) : “Ownership and production costs. Choosing between public production and contracting-out in the case of Swedish refuse collection”. *Fiscal Studies*,24(4): p.451-476.
- OIT** (2003) : « Marche du travail et emploi en Algérie : éléments pour une politique nationale de l'emploi profil de pays », réaliser par M.S. MUSEPTE, M.A. ISLI, N.E. HAMMOUDA pour le compte du Bureau de l’OIT à Alger.
- OMS** (2005) : « Stratégie OMS de coopération avec les pays : République algérienne démocratique et populaire 2002-2005 ».
- ONS** (2008) : Recensement général de la population et de l’habitat, en ligne <http://rgph2008.ons.dz/>
- ONU** (2006) : « ALGERIE, Bilan Commun de Pays ». Bureau d’Algérie.
- OUESLATI, W. N. MADARIAGA, et J. SALANIE** (2008) : “Évaluation contingente d’aménités paysagères liées à un espace vert urbain. Une application au cas du parc Balzac de la ville d’Angers”, *Revue d’Études en Agriculture et Environnement*, 87, p.77-99.
- PALMER, K., et M. WALLS** (1997) : “Optimal Policies For Solid Waste Disposal : Taxes, Subsidies and Standards”, *Journal of Public Economics*, 65(2), p.193-205.
- PALMER, K., H. SIGMAN, et M. WALLS** (1997) : “The Cost of Reducing Municipal Solid Waste”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 33(2), p.128-150.
- PARFITT, J., R. FLOWERDEW et P. DOKTOR** (1994), “socio-economic variables in household waste modeling: two case studies”, CSERGE working paper wm 94-02. En ligne : http://www.cserge.ac.uk/sites/default/files/wm_1994_02.pdf
- PATE, J., et J. LOOMIS** (1997) : “The effect of distance on willingness to pay values: a case study of wetlands and salmon in California”, *Ecological Economics* 20, p.199-207.

- PEARCE, D., et R.K., TURNER (1990)** : Economics of natural resources and the environment. London, Harvester Wheatsheaf,
- PEARCE, D.W, et R.K. TURNER (1994)**, “Economics and solid waste management in the developing world”, CSERGE Working Paper WM 94-05. En ligne : http://www.cserge.ac.uk/sites/default/files/wm_1994_05.pdf
- PEARCE, D.W., et R.K. TURNER (1993)** : “Market based approaches to solid waste management”, *Resources, Conservation and Recycling* 8, p.63-90.
- RAGHBENDRA J. et J. WHALLEY (1999)** : “The environmental regime in developing countries”, Working Paper 7305, National Bureau of Economic Research. <http://www.nber.org/papers/w7305> .
- REEVES, E., et M. BARROW (2000)** : “The Impact of Contracting Out on the Costs of Refuse Collection Services: The Case of Ireland”, *The Economic and Social Review*, Vol.31, N° 2, p.129-150.
- RENWICK, M. E., et R. D. GREEN, (2000)**: “Do residential water demand side management policies measure up? An analysis of eight California Cities”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 40, p.37–55.
- ROBIN, S., A. ROZAN, et B. RUFFIEUX (2008)**, « Mesurer les préférences du consommateur pour orienter les décisions des pouvoirs publics : l’apport de la méthode expérimentale », La Doc. Française, *Économie & prévision*, N° 182, p.113-127.
- ROWE, R.D., W.D. SCHULZE, et W.S. BREFFLE (1996)** : “A test for payment card biases”, *Journal of environmental economics and management*, 31, p.178-185.
- SBA (2005)** : « Gestion rationnelle des déchets au Maghreb Gv-Umwelt-and Recycling management », Rapport sur mesures d’urgences pour une remise a niveau de la station de compostage de Blida ». Mars 2003.
- SHARHOLY, M., A. KAFEEL, M. GAUHAR , et R.C. TRIVEDI (2008)** : “Municipal solid waste management in Indian cities – A review”, *Waste Management*, 28, p.459-467.
- SHARHOLY, M., K., AHMAD, R.C., VAISHYA, et R.D., GUPTA, (2007)** : “Municipal Solid Waste Characteristics and Management in Allahabad, India”. *Journal of Waste Management* 27 (4), 490-496.
- SHI, J. et X. YUEZHOU (2006)** : “Estimation and forecasting of concrete debris amount in China”, *Resources, Conservation and Recycling* 49, p.147-158.
- SHINKUMA, T., (2003)**, “On the second-best policy of household’s waste recycling”. *Environmental and Resource Economics*, 24, p.77-95.
- SIGMAN, H.A. (1995)** : “A Comparison of Public Policies for Lead Recycling”, *The Rand Journal of Economics*, Vol.26, N° 3, p.452-478.

- SJOLANDER, R.**, (1996) : “Market Effects of An "Environmental" Everage Package Tax”, *Scand. J. Mgmt*, Vol. 12, No.3, p.333-345.
- STEVENS, B.J.** (1978) : “Scale, Market Structure, and the Cost of Refuse Collection”, *The Review of Economics and Statistics*, Vol. 60, N°3, p.438-448.
- STOCK, J.H., et M.W. WATSON** (2003) : *Introduction to econometrics*, Second Edition.
- STROMBERG, P.**, (2004) : “Market imperfections in recycling markets: conceptual issues and empirical study of price volatility in plastics”, *Resources, Conservation and Recycling*, 41, p.339-364.
- SWEEP-NET** (2010) : « Rapport pays sur la gestion des déchets solides en Algérie », Préparé par Y. Kehila en collaboration avec L. Gourine. En ligne <http://www.sweep-net.org/ckfinder/userfiles/files/country-profiles/RA%20ALGERIE%20ANG.pdf>
- SZYMANSKI, S.** (1996) : “The impact of compulsory competitive tendering on refuse collection services”. *Fiscal Studies*;17(3): p.1-19.
- SZYMANSKI, S., et S. WLKINS** (1993) : “Cheap Rubbish Tendering and Contracting Out in Refuse Collection – 1981/38”, *Fiscal Studies*, vol.14, N°3, p.109-30.
- TAYLOR, D.C. (1999)** : “Mobilizing resources to collect municipal solid waste: illustrative East Asian case studies”, *Waste Manage Research* 17, p.263-274.
- TERRA, S.** (2005) : « Guide de bonnes pratiques pour la mise en œuvre de la méthode d'évaluation contingente », MEDD, *D4E, document de travail* 05-M04. En ligne <http://www.ecologie.gouv.fr>.
- TICKNER, G., et J.C. McDAVID** (1986) : “Effects of scale and market structure on the costs of residential solid waste collection in Canadian cities”. *Public Finance Quarterly*; 14(4): p.371-93.
- TZIAKIS, I., I. PACHIADAKIS, M. MORAITAKIS, K. XIDEAS, G. THEOLOGIS, et K.P. TSAGARAKIS** (2009) : “Valuing benefits from wastewater treatment and reuse using contingent valuation methodology”, *Desalination*; 237, p.117-125
- VELD, K. V't., et J.F. SHOGREN** (2012) : “Environmental federalism and environmental liability”, *Journal of Environmental Economics and management* 63, p.105-119.
- VENKATACHALAM, L.** (2004) : “The contingent valuation method: a review”, *Environmental Impact Assessment Review* 24, p.89-124.
- VIGSO, D.**, (2004) : “Deposits on single use containers – a social cost-benefit analysis of the Danish deposit system for single use drink containers”. *Waste Management and Research*, 22, p.477-487.
- WALLS, M., et K. PALMER**, (2000) : “Upstream Pollution, Downstream Waste Disposal, and the Design of Comprehensive Environmental Policies”, *Resources For the Future Discussion Paper*, 97-51-REV, January 2000.

- WALSH, R.A., D.A. GREENLEY, R.A. YOUNG, J.R. McKEAN, et A.A. PRATO** (1978) : "Option Values, Preservation Values and Recreational Benefits of Improved Water Quality: A Case Study of the South Platte River Basin, Colorado," (U.S.E.P.A.) (available from NTIS).
- WANG, Y., et Y.S. ZHANG** (2009) : "Air quality assessment by contingent valuation in Ji'nan, China", *Journal of Environmental Management* 90, p.1022-1029.
- WARD, R.M., et J. LI** (1993) : "Solid-Waste Disposal in Shanghai", *Geographical Review*, Vol.83, N° 1, p.29-42.
- WARNER, M. et R. HEBDON** (2001) : "Local government restructuring: privatization and its alternatives", *Journal of Policy Analysis and Management*. 20(2): p.315-336.
- WEISBROD, B.A.** (1964): "Collective-Consumption Services of Individual-Consumption Goods". *The Quarterly Journal of Economics*, Vol. 78, No.3, p.471-477.
- WELSH, M.P., et G.L. POE** (1998) : "Elicitation effects in contingent valuation: Comparisons to a multiple bounded discrete choice approach", *Journal of Environmental Economics and Management* 36, p.170-185.
- WELSH, M.P., et R.C. BISHOP** (1993) : "Multiple Bounded Discrete Choice Models" In *Benefits and Costs Transfer in Natural Resource Planning* Western Regional Research Publication, W-133, Interim Report 6, pp. 332-352. Compiled by John C. Bergstrom, Department of Agricultural Economics, University of Georgia.
- WERTZ, K.L.** (1976) : "Economic Factors Influencing Households' Production of Refuse", *Journal of Environmental Economics and Management*, 2, p.263-272.
- WHITTINGTON, D.** (1998) : "Administering Contingent Valuation Surveys in Developing Countries". *World Development*, Vol.26, N°1, p.21-30.
- WOOLDRIDGE, J.M.** (2002) : *Introductory econometric: A modern approach*, 2E
- YUSUF, S.A., K.K. SALIMONUAND, O.T. OJO** (2007) : "Determinants of Willingness to Pay for Improved Household Solid Waste Management in Oyo State, Nigeria". *Medwell Journals, Research Journal of Applied Sciences* 2 (3), p.233-239.
- ZHONGMIN, X., C. GUODONG, Z. ZHIQIANG, S. ZHIYONG, et J. LOOMIS** (2003) : "Applying contingent valuation in China to measure the total economic value of restoring ecosystem services in Ejina region", *Ecological Economics* 44, p.345-358.

Références réglementaires

Loi n° 11-10 du 22 juin 2011 relative à la commune, *journal officiel*, N°37.

Loi n° 06-06 du 20 février 2006 portant loi d'orientation de la ville, *Journal officiel*, N°15.

Loi n° 04-03 du 23 juin 2004 relative à la protection des zones de montagnes dans le cadre du développement durable, *Journal officiel*, N°41.

Loi n° 03-10 du 19 juillet 2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable, *Journal officiel*, N° 43.

Loi n° 02-08 du 8 mai 2002 relative aux conditions de création des villes nouvelles et de leur aménagement, *Journal officiel*, N°34.

Loi n° 02-02 du 5 février 2002 relative à la protection et à la valorisation du littoral, *Journal officiel*, N°10.

Loi n° 01-20 du 12 décembre 2001 relative à l'aménagement et au développement durable du territoire, *Journal officiel*, N°77.

Loi n° 01-19 du 12 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets, *Journal officiel*, N°77.

Loi n° 99-11 du 23 décembre 1999 portant loi de finances pour 2000, *Journal officiel*, N°92.

Loi n° 91-25 du 18 décembre 1991 portant loi de finances pour 1992, *Journal officiel*, N°65.

Loi n° 90-08 du 7 avril 1990 relative à la commune, *Journal officiel*, N°15.

Loi n° 90-09 du 7 avril 1990 relative à la wilaya, *Journal officiel*, N°15.

Loi n° 83-03 du 05 février 1983 relative à la protection de l'environnement, *Journal officiel*, N°06.

Loi de finance 2002, *Journal officiel*, N° 42.

Décret exécutif n° 02-372 du 6 Ramadhan 1423 correspondant au 11 novembre 2002 relatif aux déchets d'emballages, *Journal officiel*, N°74.

Décret exécutif n° 03-493 du 17 décembre 2003 modifiant et complétant le décret exécutif n° 96-59 du 27 janvier 1996 portant missions et organisant le fonctionnement de l'inspection générale de l'environnement. *Journal officiel*, N°80.

Décret exécutif n° 03-494 du 17 décembre 2003 modifiant et complétant le décret exécutif n° 96-60 du 27 janvier 1996 portant création de l'inspection de l'environnement de wilaya, *Journal officiel*, N°80.

Décret exécutif n° 09-19 du 20 janvier 2009 portant réglementation de l'activité de collecte des déchets spéciaux, *Journal officiel*, N°06.

Décret exécutif n° 02-115 du 03 avril 2002 relatif la création de l'Observatoire national de l'environnement et du développement durable, *Journal officiel*, N°22.

Décret exécutif n° 02-175 du 20 mai 2002 relative création, organisation et fonctionnement de l'Agence nationale des déchets, *Journal officiel*, N°37.

Décret exécutif n° 02-263 du 17 août 2002 relatif la création du conservatoire national des formations à l'environnement, *Journal officiel*, N°56.

Décret exécutif n° 04-199 du 19 juillet 2004 fixant les modalités de création, d'organisation, de fonctionnement et de financement du système public de traitement des déchets d'emballages. *Journal officiel*, N°46.

Décret exécutif n° 04-410 du 14 décembre 2004 fixant les règles générales d'aménagement et d'exploitation des installations de traitement des déchets et les conditions d'admission de déchets au niveau de ces installations. *Journal officiel*, N°81.

Décret exécutif n° 06-104 du 28 février 2006 fixant la nomenclature des déchets, y compris les déchets spéciaux dangereux, *Journal officiel*, N°13.

Décret exécutif n° 07-205 du 30 juin 2007 fixant les modalités et procédures d'élaboration, de publication et de révision du schéma communal de gestion des déchets ménagers et assimilés. *Journal officiel*, N°43.

Décret exécutif n° 93-162 du 10 juillet 1993 fixant les conditions et les modalités de récupération et de traitement des huiles usagées, *Journal officiel*, N°46.

Décret exécutif n° 96-59 du 27 janvier 1996 portant les missions de l'inspection générales de l'environnement, *Journal officiel*, N°7.

Décret exécutif n° 96-60 du 27 janvier 1996 portant création de l'inspection de l'environnement de wilaya, *Journal officiel*, N°7.

Décret exécutif n°98-339 du 3 novembre 1998 définissant la réglementation applicable aux installations classées et fixant leurs nomenclatures, *Journal officiel*, N°82.

Décret législatif n° 93-01 du 19 janvier 1993 portant loi de finances pour 1993, *Journal officiel*, N°04.

Décret n° 84-378 du 15 décembre 1984 relatif aux conditions de nettoyage, d'enlèvement et du traitement des déchets solides urbains, *Journal officiel*, N°66.

Décret n° 88-227 du 5 novembre 1988 relatif aux attributions, organisation et fonctionnement des corps des inspecteurs chargés de la protection de l'environnement, *Journal officiel*, N°46.

Décret présidentiel n° 03-301 du 11 septembre 2003 modifiant et complétant le décret présidentiel n°02-250 du 24 juillet 2002 portant réglementation des marchés publics, *Journal officiel*, N°55.

Décret présidentiel n° 04-144 du 28 avril 2004 portant ratification du protocole de Kyoto à la convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques. *Journal officiel*, N°29.

Sources documentaires

- Centre National du Registre du

Commerce <http://www.cnrc.org.dz/fr/stats/index.html>

- Fonds Monétaires Internationales <http://www.imf.org/external/french/index.htm>
- L'Institut français de l'environnement <http://www.ifen.fr/ifen/missions.html>
- Ministère d'aménagement de territoire et de l'environnement
<http://www.mate.gov.dz/>
- Ministère des Finances <http://www.mf.gov.dz/>
- Ministère de l'Habitat et de l'Urbanisme <http://www.mhu.gov.dz/statistique.asp>
- Ministère de PME et de l'Artisanat <http://www.pmeart-dz.org/fr/statistiques.php>
- Office National de statistique <http://www.ons.dz/>
- SMAP <http://smap.ew.eea.europa.eu/fo1112686/fo1102088/fo1468325/prj918076/>
- Journal officiel de la république algérienne <http://www.joradp.dz/HAR/Index.htm>

Listes des annexes, tableaux, figures et graphiques

Annexe 1 : Population et superficie des communes.....	340
Annexe 2 : Distribution des intervalles sélectionnés (n = 244)	341
Annexe 3 : Montant des CET.....	342
Annexe 4 : Questionnaire N° 1 sur la gestion des déchets en Algérie.....	343
Annexe 5 : Questionnaire N° 2 la gestion des déchets en Algérie.....	348
Carte 1 : Production des déchets solides urbains en Algérie par rapport à la densité	35
Carte 2 : Production des déchets industriels.....	39
Carte 3 : Projection des quantités des déchets dans les wilayas de Nord.....	137
Carte 4 : Projection des quantités de déchets dans la région des hauts plateaux.....	138
Carte 5 : Projection des quantités de déchets dans la région du Sud et grand Sud	139
Carte 6 : Localisation du territoire de l'étude	180
Figure 1 : Schéma organisationnel du secteur informel de récupération des déchets	28
Figure 2 : Décharge sauvage d'Oued-Smar.....	51
Figure 3 : Schéma récapitulatif de système de la valorisation des déchets en Algérie	59
Figure 4 : Place d'Eco-Jem dans la valorisation de déchets.....	59
Figure 5 : Flux financiers de la gestion de déchets municipaux en Algérie.....	68
Figure 6 : Contexte d'intervention de la prévention	78
Figure 7 : Valeur économique totale de service de déchets.....	260
Figure 8 : Localisation de la ville et la décharge des Issers (Algérie).....	280
Figure 9 : Format de question de révélation	313
Figure 10 : Différents intervalles possibles	314
Figure 11 : Circuit d'un système de consigne	325
Graphique 1 : Différents secteurs générateurs des déchets	39
Graphique 2 : Composition des déchets ménagers en Algérie	43
Graphique 3 : Modes d'élimination des déchets en Algérie	48
Graphique 4 : Délibération de la TEOM dans les différentes directions d'impôt.....	63
Graphique 5 : Schéma cumulatif suggérant le financement des actions dans le temps...	75
Graphique 6 : Évolution comparée de la CFIM et la production de déchets.....	119
Graphique 7 : Corrélations CIFM la production de déchets.....	120

Graphique 8 : Corrélation PIB et la production de déchets	120
Graphique 9 : Corrélation Population et la production de déchets	121
Graphique 10 : Représentation de la série observée, ajustée et des résidus M1	123
Graphique 11 : Représentation de la série observée, ajustée et des résidus M2.....	124
Graphique 12 : Quantités moyennes prédites (1997-2025)	136
Graphique 13 : Projection des quantités de déchets des wilayas du Nord.....	137
Graphique 14 : Projection des quantités de déchets dans la région des hauts plateaux.	138
Graphique 15 : Projection des quantités de déchets dans la région du Sud et grand Sud	139
Graphique 16 : Comparaison de H3 par rapport aux coûts moyens (collecte et décharge)	184
Graphique 17 : Comparaison de H 3 par rapport aux coûts moyens (collecte et CET).	185
Graphique 18 : Courbe de demande de services de déchets solides (SDS).....	203
Graphique 19 : Effet sur la production nette (f) de l'emballage(θ).....	216
Graphique 20 : Taux de recouvrement des coûts selon les scénarios.....	302
Tableau 1 : Prix de vente des matières recyclables par le secteur informel	29
Tableau 2 : Estimation de l'émission totale des DMA en (M/t)	36
Tableau 3 : Évolution des ratios d'émission des DMA	37
Tableau 4 : Quantité des déchets produits par habitant.....	38
Tableau 5 : Répartition des déchets spéciaux par région	38
Tableau 6 : Comparaison de la composition de déchets dans des pays arabes (en volume)	42
Tableau 7 : Composition des ordures ménagères dans l'agglomération de Constantine (Est)	44
Tableau 8 : Composition des ordures ménagères dans la wilaya de Boumerdès (centre)	44
Tableau 9 : Composition globale des déchets enfouis.....	45
Tableau 10 : Quantités des déchets reçues par la décharge de Oued Smar entre 1978 à 2007	51
Tableau 11 : Évolution de la quantité de déchets enfouis sur le site d'Ouled Fayet	53
Tableau 12 : Capacité de recyclage	56
Tableau 13 : Évolution du montant de la TEOM	62
Tableau 14 : Taux de recouvrement de TEOM dans les DRI en 2004.....	63
Tableau 15 : Amendes applicables dans le domaine de l'environnement	67
Tableau 16 : Coût de gestion des déchets municipaux.....	70
Tableau 17 : Coût d'exploitation d'un CET	71

Tableau 18 : Estimation du coût de la gestion des déchets en Algérie.....	72
Tableau 19 : Dépenses de protection de l'environnement en pourcentage du PIB.....	73
Tableau 20 : Dépenses d'investissement dans le domaine de la gestion des déchets.....	76
Tableau 21 : Estimation de l'émission totale des DMA M tonne.....	115
Tableau 22 : Évolution du PIB en Algérie entre 1993 et 2008 (valeur constante 1993)	116
Tableau 23 : Évolution CFIM en millions de DA.....	117
Tableau 24 : Évolution de la population urbaine/rurale en Algérie entre 1994 et 2005	118
Tableau 25 : Tableau des corrélations.....	119
Tableau 26 : Estimation des coefficients modèle M1.....	122
Tableau 27 : Estimation des coefficients M 2.....	124
Tableau 28 : Estimation de la production future de DSM en Algérie en 2025.....	125
Tableau 29 : Statistiques descriptives.....	128
Tableau 30 : Tableau des corrélations.....	129
Tableau 31 : Différents modèles d'estimation.....	129
Tableau 32 : Estimation par les MCO.....	130
Tableau 33 : Estimation du modèle à effet fixe (Within).....	131
Tableau 34 : Estimation d'un modèle à effet aléatoire.....	131
Tableau 35 : Test de Hausman.....	132
Tableau 36 : Test des effets fixes.....	132
Tableau 37 : Test de corrélation des erreurs.....	133
Tableau 38 : Test de Wald.....	133
Tableau 39 : Correction du modèle par la procédure de White.....	134
Tableau 40 : Tableau récapitulatif des études empiriques sur les coûts de service de déchets.....	169
Tableau 41 : Hypothèses de recouvrement de TEOM selon la loi de finances 2002.....	177
Tableau 42 : Estimation du modèle par les 2SLS.....	181
Tableau 43 : Coût de gestion des déchets municipaux.....	182
Tableau 44 : Statistiques descriptives de l'échantillon.....	182
Tableau 45 : Coût d'exploitation d'un CET.....	183
Tableau 46 : Coût prévisionnel de collecte et d'enfouissement de déchets.....	183
Tableau 47 : Comparaison des différents régimes fiscaux pour atteindre l'optimum de premier ordre.....	198
Tableau 48 : Différentes formes de question de révélation et les modèles économétriques correspondants.....	264
Tableau 49 : Variables socioprofessionnelles utilisées par MEC.....	269
Tableau 50 : Production des déchets selon les nouveaux secteurs.....	278

Tableau 51 : Montant de recouvrement de la TEOM selon 3 hypothèses.....	279
Tableau 52 : Caractéristiques socio-économiques des interviewés.....	285
Tableau 53 : Description des variables environnementales des personnes interrogées .	286
Tableau 54 : Distribution du choix de l'emplacement d'un futur CET (km)	287
Tableau 55 : Codification des variables	288
Tableau 56 : Comparaison du Modèle Probit et du modèle Logit	292
Tableau 57 : Prédicibilité des modèles Probit et Logit	295
Tableau 58 : Effets marginaux du modèle Probit.....	296
Tableau 59 : Distribution des fréquences de CAP dans le <i>statu quo</i>	297
Tableau 60 : Estimation du CAP dans le scénario sans amélioration (actuel).....	297
Tableau 61 : Prédiction de la valeur du CAP dans le statut quo	297
Tableau 62 : Distribution des fréquences du CAP dans le scénario 2.....	298
Tableau 63 : Estimations du CAP dans la situation améliorée (interval data).....	299
Tableau 64 : Prédiction de la valeur du CAP dans le 3 modèles.....	300
Tableau 65 : Différentes réponses possibles	313
Tableau 66 : Statistiques descriptives des variables socioprofessionnelles	318
Tableau 67 : Distribution de distance domicile/centre de tri en mètre.....	319
Tableau 68 : Carte d'offre : les montants et les réponses	319
Tableau 69 : Résultat économétrique de la régression par intervalle.....	320

Sommaire général

INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	B
Définitions des concepts	C
Objectifs et démarche	F
Structure de la thèse.....	G
Chapitre 1 : Le cadre général d'analyse du service public des déchets en Algérie... 11	11
1. Introduction.....	11
1.1. Contexte socioéconomique	11
1.2. Contexte environnemental	14
1.3. Contexte juridique.....	16
2. Fonctionnement de la gestion des déchets en Algérie	21
2.1. Acteurs de la gestion de service de déchets	21
2.1.1. Secteur public	22
2.1.1.1. Au niveau national.....	22
2.1.1.2. Au niveau régional.....	24
2.1.1.3. Au niveau local.....	26
2.1.2. Secteur privé	27
2.1.3. Secteur informel.....	27
2.1.3.1. Présentation	27
2.1.3.2. Exemple de la filière informelle d'Oued-Smar, en chiffres	29
2.2. Mode de gestion du service public de déchets.....	30
2.2.1. Gestion directe	30
2.2.2. Établissement public.....	30
2.2.3. Marché public	31
2.2.4. Délégation de service public (concession)	32
3. Flux des déchets en Algérie	33
3.1. Production des déchets.....	33
3.1.1. Déchets solides urbains.....	33
3.1.2. Déchets industriels spéciaux.....	38
3.1.3. Déchets d'activités de soin	40
3.1.4. Déchets inertes.....	41
3.2. Composition des déchets solides urbains.....	42
3.3. Modes de collecte, d'élimination et de traitement de déchets en Algérie.....	45
3.3.1. Collecte et pré-collecte	45
3.3.1.1. Pré-collecte	45
3.3.1.2. Collecte	46
3.3.2. Élimination des déchets	48
3.3.2.1. Dépotoirs et décharges sauvages	49
3.3.2.2. Enfouissement technique.....	51
3.3.2.3. Compostage	54

3.3.2.4. Incinération	55
3.3.3. Valorisation, recyclage	56
3.3.3.1. Gisement des déchets recyclables.....	56
3.3.3.2. Dispositif Eco-Jem	58
4. Flux financier du service public des déchets en Algérie	60
4.1. Financement de la gestion de service des déchets	60
4.1.1. Financement en aval	60
4.1.1.1. Budget général	61
4.1.1.2. Taxe d'enlèvement des ordures ménagères (TEOM).....	61
4.1.2. Financement en amont.....	64
4.1.2.1. Fiscalité environnementale	65
4.1.2.2. Amendes	66
4.2. Incitations économiques.....	68
4.2.1. Exonérations fiscales et réductions des taxes	68
4.2.2. Réduction des droits de douane et accès au prêt.....	69
4.3. Coût de la gestion des déchets municipaux en Algérie.....	70
4.4. Coût de la dégradation de l'environnement	72
5. Principes de la gestion de déchets en Algérie.....	76
5.1. Précaution / Prévention	77
5.2. Sensibilisation, formation	79
5.3. Principe pollueur payeur	80
5.4. Responsabilité élargie des producteurs	81
6. Conclusions : vertus, contraintes et limites	83
Chapitre 2 : La production future de déchets municipaux en Algérie : une étude prospective.....	89
1. Introduction.....	89
2. Revue de la littérature sur l'économétrie de la projection de la production des déchets	91
2.1. Modèle de Nagelhout et al. (1990).....	91
2.2. Modèle de Beede et Bloom (1995)	92
2.3. Modèle de Coopers et Lybrand (1996)	95
2.4. Modèle Bruvoll et Ibenholt (1997)	96
2.5. Modèle d'Anderson et al. (1998)	99
2.6. Étude de l'Agence Européenne de l'Environnement (AEE, 1999).....	102
2.7. Modèle de Karavezyris (2000).....	105
2.8. Modèle de Shi et Xu (2006).....	106
3. Analyse des facteurs explicatifs de la production des déchets	109
3.1. Variables socio-démographiques	109
3.1.1. Population.....	109
3.1.2. Comportement du consommateur.....	110
3.2. Variables macro-économiques.....	111

3.2.1. Produit Intérieur Brut (PIB).....	111
3.2.2. Dépenses individuelles de la consommation (DIC) (<i>Personal Consumption Expenditures</i>).....	112
3.3. Coût des intrants.....	112
3.4. Variables environnementales	112
3.4.1. Coûts et capacités de traitement / élimination des déchets.....	112
3.4.2. Politique environnementale	113
3.5. Progrès technologique.....	113
3.6. Variables géographiques / naturelles et climatiques	113
4. Projection de DSM en Algérie : Approche nationale-série temporelle	114
4.1. Présentation des données	114
4.2. Méthodologie et modèle économétrique.....	118
4.2.1. Évolution de gisement de déchets : comparaison avec la consommation des ménages	118
4.2.2. Études des corrélations	119
4.3. Modèle économétrique.....	121
4.4. Résultats	122
4.5. Projections, conclusions et discussions.....	124
5. Projection de DSM : Approche régionale - données de panel.....	126
5.1. Présentation des données	126
5.2. Modèles et résultats.....	128
5.2.1. Modèle	128
5.2.2. Statistique descriptive.....	128
5.2.3. Résultats des régressions	129
5.2.4. Choix du modèle.....	131
5.3. Résultats	134
5.4. Projections des quantités de déchets pour 2025.....	135
5.5. Discussions.....	140
6. Conclusion générale.....	141
Chapitre 3 : L'estimation du coût de la gestion de déchets municipaux en Algérie	144
1. Introduction.....	144
2. Revue de la littérature sur le coût de service des déchets.....	145
2.1. Études pionnières	145
2.2. Études de la deuxième génération de recherche	146
2.3. Études les plus récentes.....	151
3. Éléments d'analyse sur les déterminants du coût de service de déchets	162
3.1. Variables relatives au service des déchets	163
3.1.1. Quantité de déchets.....	163
3.1.2. Fréquence.....	164
3.2. Variables géographiques	165
3.2.1. Distance	165

3.2.2. Localisation du site d'élimination	166
3.2.3. Densité	167
3.3. Autres variables.....	167
3.3.1. Variables climatiques.....	167
3.3.2. Variables spécifiques	168
4. Analyse empirique sur les coûts de la gestion des déchets municipaux en Algérie	173
4.1. Modèle théorique	173
4.1.1. Coût de la collecte et du transport	173
4.1.2. Coût d'enfouissement des déchets.....	176
4.1.3. Recouvrement des coûts de la gestion	176
4.2. Modèle empirique et données	177
4.2.1. Modèle	177
4.2.2. Données et territoire de l'étude.....	178
4.2.3. Résultats.....	181
4.3. Analyse des coûts et des taxes	182
4.3.1. Différents calcul des coûts.....	182
4.3.2. Comparaison entre TEOM et coûts	183
5. Conclusions.....	185
Chapitre 4 : L'analyse des politiques de tarification de la gestion de déchets.....	189
1. Introduction	189
2. Modèle de Fullerton et Kinnaman (1995) : Taxe Pigouvienne	190
2.1. Présentation du modèle	190
2.1.1. Modèle de base	190
2.1.2. Matières vierges, détournement illicite et système de consigne.....	194
2.1.3. Débat amont versus aval.....	198
2.1.4. Biens et services désagrégés.....	200
2.2. Limites et extensions de modèle	200
2.3. Applications empiriques	202
2.3.1. Wertz, K.L (1976).....	202
2.3.2. Jenkins, R.R. (1993)	202
2.3.3. Fullerton et Kinnaman (1996)	205
2.4. Discussions des résultats de Fullerton et Kinnaman.....	207
2.4.1. Miedema A.K. (1983).....	207
2.4.2. Dinan T.M. (1993).....	208
2.4.3. Palmer K., et M., Walls (1997).....	211
2.4.4. Palmer M., H. Sigman et K. Walls (1997).....	212
3. Modèle de Fullerton et Wu (1998): Écoconception.....	214
3.1. Hypothèses de modèle	214
3.2. Résultats du modèle de planificateur social.....	217
3.3. Résultat du modèle décentralisé.....	219
3.4. Défaillances et corrections du marché	222

3.4.1. Tarification de l'externalité négative de déchet et redevance unitaire (Cas A)	222
3.4.2. Collecte gratuite de déchets (Cas B)	222
3.4.3. Aucun Paiement pour le recyclage (Cas C)	224
3.4.4. Collecte gratuite de déchets et aucun paiement pour le recyclage (Cas D)	224
3.4.5. Obligation de reprise des déchets par le producteur (Cas E)	225
3.4.6. Système de consigne (Cas F)	226
3.5. Matières premières hétérogènes et d'autres extensions	227
3.6. Conclusion et analyse du modèle	230
3.6.1. Eichner et Pethig (2000)	231
3.6.2. Calcott et Walls (2000)	233
3.6.3. Calcott et Walls (2002)	234
3.6.4. Walls et Palmer (2000)	236
4. Modèle de Choe et Fraser (1999) : Effort de réduction à la source du consommateur	237
4.1. Présentation du modèle	237
4.2. Politiques optimales de second rang	240
4.3. Résumé et Discussion	248
4.4. Limites et extension du modèle de Choe et Fraser	250
5. Conclusions	252
Chapitre 5 : L'analyse prospective des politiques de tarification de service de déchets en Algérie : application de la méthode d'évaluation contingente	257
1. Introduction	257
2. Présentation de la méthode d'évaluation contingente	260
2.1. Généralités sur MEC	260
2.2. Outils de la méthode	262
2.2.1. Définition du scénario hypothétique	262
2.2.2. Révélation des préférences	263
2.2.3. Données sociodémographiques et attitudes environnementales	269
2.3. Biais de la méthode	269
3. Éléments d'analyse des déterminants du consentement à payer	271
3.1. Facteurs socioprofessionnels	271
3.1.1. Âge	271
3.1.2. Revenu	272
3.1.3. Éducation	273
3.2. Variables environnementales	273
3.3. Facteurs géographiques	274
3.3.1. Distance	274
4. Estimation du consentement à payer pour améliorer le service de la gestion des déchets municipaux en Algérie	275
4.1. Contexte	275
4.2. Territoire, et méthode de l'étude empirique	277

4.2.1. Localisation de l'étude	277
4.2.2. Réalisation et administration de l'enquête	281
4.2.3. Présentation de l'échantillon.....	283
4.2.4. Résultats qualitatifs.....	285
4.3. Analyse économétrique.....	287
4.4. Résultat des modèles.....	292
4.5. Comparaison du CAP et le coût de la nouvelle gestion.....	301
4.6. Discussions et suggestions.....	302
5. Recyclage des déchets à travers un système de consigne : bouteille en plastique..	305
5.1. Contexte	305
5.2. Système de consigne (<i>Deposit-Refund System</i>)	307
5.3. Méthode appliquée.....	311
5.3.1. Administration du questionnaire.....	311
5.3.2. Scénario hypothétique	312
5.3.3. Question de révélation	313
5.4. Modèle et résultats	315
5.4.1. Modélisation	315
5.4.2. Statistiques descriptives.....	317
5.4.3. Estimation des coefficients.....	320
5.5. Calcul du CAP moyen et médian.....	321
5.6. Discussions.....	322
6. Conclusions.....	326
Conclusion générale.....	329
ANNEXES.....	339
Références bibliographiques.....	353
Listes des annexes, tableaux, figures et graphiques	371
Sommaire général.....	375