

UNIVERSITE DE LIMOGES

Faculté des Sciences et Techniques

Ecole Doctorale Science, Technologie, Santé

Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement

Année universitaire 2005 - 2006

N°_012 – 2006_

THESE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE LIMOGES

Discipline : Chimie et Microbiologie de l'Eau

Présentée et soutenue publiquement le 13 Avril 2006 à 10 H 30 par

Sidi Ould ALOUEIMINE

**METHODOLOGIE DE CARACTERISATION DES DECHETS MENAGERS A
NOUAKCHOTT (MAURITANIE) : CONTRIBUTION A LA GESTION DES
DECHETS ET OUTILS D'AIDE A LA DECISION**

Directeur de thèse : Guy MATEJKA

Jury

Rapporteurs :

Salah SOUABI
Paul VERMANDE

Professeur, Université Hassan II, Mohammedia , Maroc
Professeur, INSA de Lyon

Examineurs :

Michel BAUDU
Geneviève FEUILLADE
Christian ZURBRUGG
Guy MATEJKA

Professeur, LSEE, Université de Limoges, Président
Maître de Conférence, HDR, Université de Limoges
Docteur, EAWAG – SANDEC, Dübendorf, Suisse
Professeur, LSEE, Université de Limoges

Invité : Mohamed Ould Sid' Ahmed Ould KANKOU, Maître de Conférence, Université de Nouakchott, Mauritanie

A

Le Président de Charigha, Ahmed Ould Nenne Ould Said, Mohamed Cheikh Ould Sidi Ould Lavrak, Dahmed Ould Teguedi, Sid'Ahmed Ould Dahdi Ould Lehrweirthi, Dah Ould Lehssen, Cheiguer Ould Ramdhan, Mohamed Ould Brahim Ould El Hadj, Ely Ould Bazilein, Slama Ould Ahmed Wahan'ne, M'hamed Ould Boubout, Mohamed Ould El Id Ould Taleb Brahim, Sidi Ould M'Seika, Mohamed M'Bareck Ould Houeibib, Bounenne Ould Beghah, Sidi Ould Amar, Mohamed Ould Brey, Mohamed Elkory Ould Tabelenkou, Ely Ould Teguedi, Mohamed Ould Eberagh, Mohamed Elkory Ould Lavrak, Brahim Ould Dick.

A tout le personnel de l'INRSP :

Baba Ould Jdeidou, Moctar Ould Lemoudou, ... et Madi Ould Hamadi.

Avant propos

Au terme de ce travail, il me tient particulièrement à cœur de remercier mon Directeur de thèse, le Professeur Guy MATEJKA, pour toute l'attention qu'il m'a accordée durant ces années de recherche. Pour l'encadrement, les conseils et la disponibilité et la patience dont j'ai bénéficié pour mener à bien ce travail si important qui représente le préalable et la base même de toute gestion rationnelle des déchets.

Ce travail n'aurait été possible sans l'accord du Directeur du Laboratoire, le Professeur BAUDU qui fait partie aussi de ceux qui ont été à l'origine de ce travail et qui a bien voulu m'accepter dans son laboratoire. Qu'il trouve ici mes sincères remerciements et ma haute gratitude.

J'adresse également mes vives remerciements à mon Directeur, le Professeur LO Baidy, Directeur de l'INRSP (ex-CNH) pour son soutien tout au long des ces années. Je le remercie particulièrement pour ses encouragements qui ont été déterminants dans mon lancement dans la recherche et sans lesquels ce travail n'aurait été réalisé.

J'exprime ma reconnaissance à Chistian Zurbrugg pour sa disponibilité et sa gentillesse durant les stages effectués au sein de son Institution au SANDEC (EAWAG en Suisse). Que tout le personnel du SANDEC trouve ici mes remerciements pour leur gentillesse et leur simplicité. Je cite en particulier Silke Drescher (et son mari Didier), Caterina Dalla Torre, Doulaye Koné, Sylvie Peter, Martin Strauss et Martin Wegelin.

Je remercie sincèrement les Professeur Salah SOUABI de Université Hassan II de Mohammedia (Maroc) et Paul VERMANDE de l'INSA de Lyon pour avoir accepté de lire et d'évaluer mon rapport. Je les remercie particulièrement pour leurs remarques et conseils. Je remercie aussi tous les membres du jury qui ont bien accepté d'être membre de la commission.

Je tiens également à remercier toute l'équipe de chercheurs de l'ENSIL pour les rares moments qu'on a pu passer ensemble en parlant déchets, méthodes d'analyse. Merci à tous : Martin, Mustapha, Didier le chinois, Florence, Céline, Jérôme, Véronique.

Enfin, merci à tous les élèves de l'ENSIL que j'ai eu à recevoir et encadrer en stage en Mauritanie pour leur contribution de près ou de loin dans la réalisation de ce travail. Il s'agit de : Alexandre, Mathieu, Jean Christophe et Estelle.

Résumé

Le présent travail de recherche est une contribution à l'aide à la décision dans la gestion des déchets en Mauritanie qui fournit les données de référence sur la caractérisation des ordures ménagères, qui constituent plus de 90 % des déchets urbains solides à Nouakchott, et propose une méthodologie de conduite d'étude à faible coût de ces refus municipaux et adaptée au contexte local. Contrairement à la majorité des études qui aboutissent à une caractérisation des déchets à partir des sites de transit ou à partir des décharges finales, la particularité de cette méthode réside dans le fait qu'elle propose l'étude des déchets produits à la source (ménages) sur deux périodes de l'année (sèche et humide), chez trois types de populations de niveaux de vie différents, sans subir de pertes dues à l'intervention du secteur informel (récupérateurs) tout au long du circuit de gestion. Les ratios ainsi obtenus sont les principaux paramètres en matière de gestion des déchets. Leur suivi en fonction des changements dans le mode de vie et les comportements des populations est la base même de toute stratégie pérenne de gestion et de traitement des refus. Ainsi, l'approche méthodologique d'échantillonnage utilisée pour déterminer la taille d'échantillon de déchets à trier est définie par la production journalière d'OM d'un échantillon de la population totale par standing en satisfaisant à un niveau de confiance de 95 %.

Ainsi, l'étude a permis de dégager les principales tendances des OM de Nouakchott permettant d'orienter les décideurs locaux dans leur démarche de mise en place de stratégie de gestion des flux. Caractérisée par une masse volumique de 410 kg/m³ et une faible humidité de 11 %, à cause de la valorisation de la fraction organique au niveau des ménages, il est généré chaque jour 0,35 kg par habitant dont seulement 60 % en masse (0,21 kg/hab/j) se retrouve dans le site de transit à gérer par les communes. La mise en place et l'organisation d'une filière de valorisation de certaines catégories d'OM permettrait de réduire de moitié les masses de déchets à enfouir. Le taux important de combustibles (54 %) et la faible humidité sont un atout pour tout traitement des ces déchets par incinération avec un PCI de 2652 kcal/kg.

Abstract

This research work is a contribution to decision-making in waste management in Mauritania which provides the reference data on the characterization of the household refuse, which constitutes more than 90 % of the total urban solid waste generated daily in Nouakchott. This study also proposes a low cost and adapted to the local context methodology for characterization of waste. Specifically, this novel method allows quantification and characterization of household waste generation without data loss due to failure to account for local waste reuse practices during collection or transportation. The study addressed household solid waste production at three different income levels (low, medium and high) during two distinct seasons (dry and humid). Thus obtained ratios are the principal parameters regarding waste management. Their monitoring according to the changes in the life method and the behaviours of the populations is the basis of any perennial strategy of management and treatment of the refusal.

Thus, the methodological approach of sampling used in this study to determine the size of sample of waste to sort is defined by the daily production of household waste from the population by standing satisfying a confidence level of 95 %.

This study allowed identifying the principal tendencies of the household waste in Nouakchott. This can allow helping the local decision-makers to optimise the choice of the management strategy of the flows.

Characterized by a density of 410 kg/m³ and a low moisture of 11 %, because of the valorisation of the organic fraction on the households level, it is generated each day 0,35 kg per capita of which only 60 % by weight (0,21 kg per capita per day) is evacuated and must be managing by the municipality. The installation and the organization of a system of valorisation of certain categories of waste would allow reducing by half the masses of refuse to landfill. The significant combustibles rate (54 %) and low moisture are an asset for any treatment of this waste by incineration with a NCV of 2652 kcal/kg.

Sommaire

Liste des abréviations	
Liste de tableaux et des figures	
Introduction	19
<i>Première partie : Etude bibliographique</i>	23
I. Contexte et justification	24
II. Problématique de la gestion des déchets urbains solides (DUS) dans les PED	27
II.1. Natures des déchets urbains solides	29
II.1.1. Définition du terme « déchet »	30
II.1.1.1. Définition économique	30
II.1.1.2. Définition juridique	31
II.1.2. Nature des DUS dans les pays du Nord	31
II.1.3. Nature des DUS dans les pays du Sud	32
II.2. Classification des déchets	32
II.3. Caractérisation des déchets ménagers	33
II.3.1. Composition physique	35
II.3.2. Composition chimique	40
II.3.3. Composition en pathogènes	41
II.4. Gestion des déchets ménagers	42
II.4.1. Gestion des déchets dans les pays du Nord	43
II.4.2. Gestion des déchets dans les pays du Sud	45
II.4.2.1. Enjeu économique de la valorisation dans les PED	47
II.4.2.2. Les enjeux sanitaires des déchets	50
II.4.3. Conclusion	55
III. Traitements des déchets	
56	
III.1. Techniques utilisées	56
III.1.1. L'enfouissement technique	57
III.1.1.1. Le lixiviat	63
III.1.1.2. Le biogaz	65
III.1.2. Le compostage	67

III.1.3. L'incinération	70
III.1.4. Autres techniques de gestion	73
III.2. Opportunités et Contraintes	74
IV. Contexte particulier de Nouakchott	76
IV.1. Situation socio-économique	77
IV.2. Situation sanitaire	77
IV.3. Gestion des déchets	79
V. Conclusion	82
VI. Méthodes de caractérisation	83
VI.1. Echantillonnage et prélèvement	84
VI.1.1. Poids de l'échantillon des déchets à trier	86
VI.1.2. Nombre de ménages générateurs de déchets	87
VI.2. Caractérisation	89
VI.2.1. Analyses physiques	89
VI.2.2. Analyses physico-chimiques	89
VI.2.2.1. Masse volumique	90
VI.2.2.2. Humidité	90
VI.2.2.3. Pouvoir calorifique inférieur (PCI)	91
VI.2.2.4. Matière organique et carbone organique total (COT)	92
VI.2.2.4.1. Matière organique ou solides volatiles (SV)	93
VI.2.2.4.2. Le COT	93
VI.2.2.4.2.1. La méthode normée NF EN 13137	93
VI.2.2.4.2.2. Oxydation par voie sèche ou méthode Walkley-Black	94
VI.2.2.4.2.3. Oxydation à chaud	95
VI.2.2.4.2.4. Méthode empirique	95
VI.2.2.5. Métaux lourds	96
VI.2.2.5.1. Effets des métaux lourds sur la santé et leurs origines dans les OM	97
VI.2.2.5.2. Concentration des déchets en métaux lourds	99
 <i>Deuxième partie : Matériels et Méthodes</i>	 102
I. Populations cibles	103

II. Zone d'étude	103
III. Echantillonnage	103
III.1. Démarche méthodologique d'échantillonnage	104
III.2. Définition de la taille d'échantillon	105
III.3. Identification des ménages	105
III.3.1. Zonage et choix des quartiers	105
III.3.2. Choix des secteurs	106
III.3.3. Identification des ménages par standing	106
IV. Enquête	106
V. Campagne de caractérisation	107
V.1. Collecte des OM au niveau des ménages	107
V.2. Ramassage	108
V.3. Tri	109
V.3.1. Constitution de l'échantillon à trier	113
V.3.2. Tri des gros (diamètre du crible >100mm)	114
V.3.3. Tri des moyens (100 mm <diamètre du crible > 20 mm)	114
V.3.4. Tri des fines (diamètre du crible < 20 mm)	115
VI. Récupération des déchets (Rec₃)	115
VII. Validation de la méthode de caractérisation	116
VIII. Analyses physico-chimiques	116
VIII.1. Mesure de la masse volumique	116
VIII.2. Mesure de l'humidité	117
VIII.3. Mesure de la matière organique (solides volatiles ou perte au feu) PF	119
VIII.4. Détermination du pouvoir calorifique inférieur (PCI)	120
VIII.5. Analyse des métaux lourds	122
IX. Estimation des erreurs	123
<i>Troisième partie : Résultats et Discussions</i>	<i>126</i>
I. Masse de déchets à trier	127
II. Résultats des enquêtes	128
III. Taille des ménages	129
IV. Caractérisation des OM	130
IV.1. Erreurs d'échantillon	131

IV.2. Production de déchets à Nouakchott	131
IV.2.1. Ratios par Standing	131
IV.2.2. Extrapolation pour l'ensemble de Nouakchott	135
V. Production spécifique des OM	136
V.1. Génération des OM par catégories	136
V.1.1. OM destinées à l'évacuation	136
V.1.2. Matières organiques (fermentescibles) valorisées	140
V.2. Production quantitative des OM	142
V.3. Génération des OM par classe de déchets (par mode de gestion)	143
V.3.1. Déchets valorisables	144
V.3.2. Déchets compostables	145
V.3.3. Déchets combustibles	146
V.3.4. Déchets stockables	146
VI. Génération des OM par taille	147
VII. Evaluation de la récupération (<i>Rec</i>₃)	149
VIII. Validation de la méthode de caractérisation	150
IX. Caractéristiques physico-chimiques de OM	152
IX.1. Détermination de la masse volumique	153
IX.2. Détermination de l'humidité	153
IX.3. Détermination de la teneur en matière organique (MO) ou solides volatiles	154
IX.4. Détermination du pouvoir calorifique inférieur (PCI)	155
IX.5. Détermination de la teneur en métaux lourds	156
X. Projections aux horizons 2010 et 2020	158
X.1. Quantités d'OM générées	158
X.2. Optimisation des modes de traitement des OM	161
Conclusion	165
Références bibliographiques	169
Annexes	

Liste des abréviations

ADEME :	Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
AEP :	Approvisionnement en Eau Potable
AFNOR :	Association Française de Normalisation
AGV :	Acides Gras Volatiles
BM :	Banque Mondiale
BMP :	Biochemical Methane Potential
CAMEC :	Centrale d'Achat des Médicaments
CET :	Centre d'Enfouissement Technique
CNH :	Centre National d'Hygiène
COT :	Carbone Organique Total
CSD :	Centre de Stockage des Déchets
CT :	Centre de Tri
CUN :	Communauté Urbaine de Nouakchott
DBO₅ :	Demande Biologique en Oxygène au bout de 5 jours
DCO :	Demande Chimique en Oxygène
DH :	Déchets Hospitaliers
DM :	Déchets Ménagers
DRASS :	Direction Régionale de l'Action Sanitaire et Sociale
DUS :	Déchets Urbains Solides
DMS	Déchets ménagers spéciaux
EDSM :	Enquête Démographique Sanitaire en Mauritanie
EIE :	Etude d'Impact Environnemental
EMIP :	Enquête sur la Mortalité Infantile et le Paludisme
FFOM :	Fraction Fermentescible des Ordures Ménagères
GES :	Gaz à Effet de Serre
GIE :	Groupement à Intérêt économique
IEC	Information Education Communication
INRSP :	Institut National de Recherche en Santé Publique
MIOM :	Mâchefers d'Incinération des ordures Ménagères
MODECOM :	Méthode de Caractérisation des Ordures Ménagères
OM :	Ordures Ménagères
OMS :	Organisation Mondiale de la Santé
ONG :	Organisation Non Gouvernementale
PCI :	Pouvoir Calorifique Inférieur
PED :	Pays en Développement
PI :	Pays Industrialisés
REFIOM	Résidus d'Épuration des Fumées d'Incinération de Ordures Ménagères

SDAU :	Schéma Directeur d'Aménagement Urbain
SGDSN :	Stratégie de Gestion des Déchets Solides de Nouakchott
SNV :	Substances non volatiles
SR :	Santé de la Reproduction
ST :	Site de Transit
STEP :	Station d'épuration
SV :	Solides volatiles
UTOM :	Unité de Traitement des Ordures Ménagères

Liste des tableaux et des figures

Liste des tableaux

Tableau 1 : Composition physique d'un déchet ménager dans différents pays (en %)

Tableau 2 : Caractéristiques élémentaires types des DM

Tableau 3: Indicateur des microorganismes pathogènes dans les boues, les DH et les DUS (Hoorweg et al. 2000)

Tableau 4 : Rapport de la mortalité infanto juvénile (0 à 5 ans) et l'accès à un assainissement approprié dans six pays (1994 et 1995).

Tableau 5: Composition type de lixiviat donnée dans différentes recherches

Tableau 6 : Variation de la composition du biogaz issus des DUS dans les Décharges

Tableau 7 : Rapport C/N recommandé pour le compostage des déchets

Tableau 8 : Limites normatives en métaux lourds dans le compost par pays (Hoorweg et al., 2000)

Tableau 9: Teneur en métaux lourds dans plusieurs composts (mg/kg) (Charnay, 2005 et Hoorweg et al., 2000)

Tableau 10 : Teneurs types des mâchefers en éléments principaux

Tableau 11 : Teneurs des mâchefers en métaux lourds

Tableau 12: Composition des cendres volantes

Tableau 13 : Emissions atmosphériques des métaux par incinération des déchets

Tableau 14: Avantages et inconvénients des différents modes de traitements des déchets

Tableau 15 : liste des dix premières maladies à Nouakchott

Tableau 16 : prévalence de quelques maladies liées à la précarité de l'assainissement au niveau mondial

Tableau 17 : Caractéristiques physiques de certains déchets urbains

Tableau 18 : Matière organique (MO) dans les DUS

Tableau 19 : Différentes valeurs de « a » en fonction des déchets

Tableau 20 : Concentration moyenne en métaux lourds par catégorie dans les déchets (Source ADEME d'après Meou et Le Clerc, 1999)

Tableau 21 : Teneurs en métaux lourds dans les déchets : synthèse de résultats

Tableau 22 : Période de demi-vie de certains métaux lourds

Tableau 23 : Chronogramme des campagnes de collectes et de tri des OM

Tableau 24 : Quelques paramètres rencontrés dans la littérature pour la détermination de l'humidité

Tableau 25 : Modèles empiriques pour déterminer le PCI des déchets (kcal/kg en masse sèche)

Tableau 26 : Les secteurs d'étude choisis aléatoirement

Tableau 27 : Tailles des ménages par standing et à Nouakchott

Tableau 28 : Ratios par niveau de vie à Nouakchott (calculés sur déchets humides)

Tableau 29 : Ratios par niveau de vie à Nouakchott sans les fines (calculés sur déchets humides)

Tableau 30 : Comparaison des ratios de Nouakchott avec d'autres villes ou pays.

Tableau 31 : Génération des OM par standing et à Nouakchott calculée sur déchets humides.

Tableau 32 : Production quotidienne des déchets ménagers à Nouakchott par catégorie et par standing en %

Tableau 33 : Génération des OM effective à Nouakchott

Tableau 34 : Production quotidienne des déchets ménagers à Nouakchott par catégorie

Tableau 35 : Proportion des fines dans les déchets ménagers (d'après Tezanou et al., 2001)

Tableau 36 : Répartition des déchets par mode de gestion à Nouakchott

Tableau 37 : Répartition des déchets par mode de gestion

Tableau 38 : Répartition des déchets par modes de gestion à Nouakchott et dans d'autres villes dans le monde (en %)

Tableau 39 : Répartition des catégories par taille dans les OM (en % de la masse humide)

Tableau 40 : Evaluation des quantités récupérées sur site au bout de 3 jours (Rec₃)

Tableau 41 : Masse volumique des OM selon le standing

Tableau 42 : Humidité des OM par catégorie

Tableau 43 : Teneur en métaux lourds dans les OM de Nouakchott par catégorie

Tableau 44 : Production des déchets lorsque la matière organique est valorisée

Tableau 45 : Production des déchets lorsque la matière organique n'est pas valorisée

Tableau 46 : Production des déchets suivant le scénario du SDAU et SGDSN

Liste des figures

Figure 1 : Carte géographique de la Mauritanie

Figure 2 : Evolution de la population à Nouakchott et dans le pays

Figure 3 : Schéma type de la gestion des déchets dans les pays du Nord.

Figure 4 : Schéma type de la gestion des DUS dans les PED

Figure 5: Comparaison des politiques nationales des déchets (1997)

Figure 6 : Situation de l'assainissement dans les PED

Figure 7 : Situation de l'approvisionnement en eau dans les PED

Figure 8: Evolution des maladies chez les récupérateurs à Katmandu (Source : Cointreau-Levine, 1997)

Figure 9 : Impact de l'humidité sur la formation du biogaz (d'après Lee et Jones-Lee, 2000 et 2004)

Figure 10 : Les Moughataa (Arrondissements) de Nouakchott

Figure 11 : Schéma du site de transit pilote à Nouakchott

Figure 12 : Relation entre l'erreur standard (l'écart type) et le taux d'échantillon (d'après Nordtest 1995) ;

Figure 13 : Schéma du déroulement de la campagne

Figure 14 : Vue A: Les 3 niveaux de la table de tri

Figure 15 : Organigramme du tri

Figure 16 : Taux de récupération des fraction d'OM

Figure 17 : Variation de production de déchets en fonction du standing dans différents pays

Figure 18: Répartition des OM de Nouakchott par catégorie en période humide et en période sèche

Figure 19 : Principales disparités des catégories en fonction du standing (calculées sur OM humides)

Figure 20 : Répartition moyenne des OM par catégorie à Nouakchott

Figure 21 : Génération de la fraction fermentescible par standing (kg/hab/j)

Figure 22: Répartition du plastique par sous-catégories

Figure 23 : Répartition des déchets par taille et par Standing

Figure 24: Schéma de conduite d'une campagne de caractérisation des OM

Figure 25 : Variation du potentiel polluant en métaux lourds par catégories

Figure 26 : Configuration graphique des projections de production selon les différents scénarios à l'horizon 2020.

Figure 27 : Scénarios de gestion des OM à Nouakchott à l'horizon 2010 - 2020

Introduction

Avec une consommation toujours plus grande et plus diversifiée partout dans le monde, la production des déchets ne cesse d'augmenter en quantité et en qualité engendrant ainsi d'énormes risques sur *l'environnement* et, par conséquent sur la santé des populations. Cette situation est beaucoup plus préoccupante dans les pays en développement (PED) à cause notamment du retard considérable dans le domaine dû à leur manque de moyens et leur difficulté d'aborder la question avec une approche adaptée à leur contexte. Le manque de données de caractérisation des déchets – qui est un préalable à toute stratégie de gestion – ainsi que la difficulté de réactualiser ces données éventuellement, à cause des coûts exorbitants des méthodologies utilisées, souvent destinées aux contextes des pays du Nord, sont les principales contraintes pour la mise en place de politique efficace et pérenne de gestion des déchets dans les PED.

A cette difficulté, dont les PED font face, s'ajoute la dimension plus globale de gestion des déchets avec l'engagement des pays dans la nouvelle approche intégrée de gestion des déchets adoptée par les Nations Unis dans la Conférence mondiale sur l'environnement et le développement durable de Rio en juin 1992. La gestion des déchets doit s'inscrire désormais dans la perspective d'un *développement durable* dont les principes de base mettent en avant un environnement viable (coûts de dégradation de l'environnement), un maintien du capital naturel (rejets éco compatibles) et la biodiversité.

Ainsi, devant l'acuité du problème des déchets et l'importance de son enjeu politique, social, culturel et environnemental, en Mauritanie on observe ces dernières années une nouvelle dynamique et une volonté politique, exprimées par les pouvoirs publics, de mettre en place une stratégie globale de gestion des déchets sur tout le territoire national. C'est dans ce cadre que s'inscrit cette étude qui se veut une contribution à l'aide à la décision en fournissant les données de références sur la composition des OM à Nouakchott qui représentent plus de 90 % du gisement de déchets produits chaque jour dans la ville et en proposant une méthode de caractérisation permettant un suivi périodique de l'évolution des flux de déchets, grâce notamment au coût aisément supportable par les collectivités locales du pays.

Ce rapport est composé de trois parties :

- Après avoir situé le contexte de la Mauritanie et justifié la nécessité de la mise en place de données de caractérisation des OM pour envisager de nouvelles approches de gestion des déchets, la première partie est une recherche

bibliographique qui fait état de la problématique des déchets urbains solides dans les PED. L'analyse faite dans cette partie a pour objectif de mettre en relief, à chaque fois, l'analyse de la situation et les principales opportunités et contraintes par rapport au contexte des PED. Une description de la nature des déchets urbains solides (DUS) dans les pays du Sud et ceux du Nord fait ressortir les principales différences de composition et les principaux facteurs qui influencent les taux de génération des déchets, le choix des modes de gestion et les techniques de traitement des refus. Cette problématique a été interprétée dans le contexte particulier de Nouakchott en faisant ressortir les principales contraintes, d'ordres organisationnel et technologique, rencontrées dans le secteur. Enfin, dans cette partie du travail, sont passées en revue les principales méthodes de caractérisation en faisant ressortir les différentes approches d'échantillonnage ainsi que les principales méthodes d'analyses des paramètres physico-chimiques essentiels de caractérisation des déchets.

- La deuxième partie présente les différentes méthodes d'analyse suivie dans le cadre de cette étude de caractérisation des OM en mettant en exergue la particularité de l'approche d'échantillonnage à partir des ménages, contrairement à la majorité des protocoles qui étudient les OM à partir des sites de transit ou des décharges. En vue de fournir le maximum de données sur les OM à Nouakchott, la caractérisation doit permettre de faire ressortir les propriétés des déchets indispensables à l'optimisation des approches de gestion et de traitement des flux. C'est ainsi qu'une description détaillée de la démarche méthodologique d'échantillonnage et de caractérisation des OM est faite selon les catégories et sous catégories, selon la taille granulométrique et selon les classes de déchets pouvant être traitées de la même manière. Par ailleurs, une méthode permettant de valider le protocole choisi, qui tient compte des résultats attendus (données de références) et l'optimisation des moyens disponibles, est décrite. Enfin, les différents protocoles d'analyses des caractéristiques physico-chimiques sont décrits dans cette partie du travail.
- Dans la troisième partie du rapport sont exposés les différents résultats obtenus. Une analyse des résultats des enquêtes auprès des ménages est faite pour permettre d'estimer statistiquement la représentativité des masses de déchets

triés. D'autre part, la production des déchets à Nouakchott fait l'objet d'une analyse afin de dégager les principales particularités par rapport aux déchets des autres PED. Etant donné que la récupération de certaines fractions de déchets se poursuit tout au long du circuit, une évaluation des taux de récupération au bout de trois jours (Rec_3) fait l'objet d'une estimation. Par ailleurs, compte tenu du contexte spécifique où les matières fermentescibles sont valorisées systématiquement au niveau des ménages, une évaluation de ce potentiel recyclé est faite et une projection future aux horizons 2010 et 2020 est établie et comparée aux données existantes dans le projet qui propose une stratégie de gestion. Enfin, les résultats des caractéristiques physico-chimiques des OM sont analysés en vue d'optimiser les modes de traitement éventuels. Le potentiel polluant des déchets en métaux lourds a été défini par catégorie ; ceci permettrait de minimiser les risques encourus pour la santé des populations et l'environnement grâce aux choix ciblés des programmes éventuels de réduction des flux et de gestion (valorisation, recyclage) dans le pays.

Première partie : Etude bibliographique

I. Contexte et justification

Située au Nord-Ouest de l'Afrique, la République Islamique de Mauritanie a des frontières communes avec le Maroc, l'Algérie, le Mali et le Sénégal et s'ouvre à l'Ouest sur l'océan atlantique sur 900 km de cote (cf. . Avec une grande superficie de 1.032.455 km², soit 2 fois la France, le pays compte aujourd'hui un peu plus de deux millions et demi d'habitants.



Figure 1 : Carte géographique de la Mauritanie

La Mauritanie est devenue indépendante en 1960 dans un contexte où la quasi totalité de la population était nomade. A titre d'exemple, la tenue du premier Conseil du

Gouvernement Mauritanien (future République) a eu lieu le 12 juin 1954 à l'abri d'une tente sur les dunes où fut érigée la nouvelle Capitale - Nouakchott !

La Mauritanie est un pays dont 80 % de la superficie sont situés au nord du 17^{ème} parallèle, ce qui correspond approximativement à l'isohyète 200 mm ; elle est donc soumise à un climat de type saharien aux pluies faibles et irrégulières avec des écarts interannuels importants variant entre 20 - 50 mm au nord et 400 - 500 mm au sud sur la période de 1970 à 1988 (Colloque, 1994 et Politique Nationale, 2004). Les années de sécheresse successives qui ont affecté le pays au cours des deux décennies 1970 et 1980, ont eu pour conséquence une aggravation des phénomènes de désertification des sols et du couvert végétal anéantissant ainsi une grande partie des pâturages dont le pays disposait.

Ainsi, si en 1965, cinq années après l'Indépendance du pays, plus de 75 % de la population du pays étaient des nomades, cette proportion n'était plus que 36% en 1977, et ne dépassa guère 12% en 1988. Des études montrent qu'entre 1975 et 1990, le taux moyen de croissance de la population à Nouakchott était de 8 %. Pendant la même période, ce taux avoisinait les 4 à 5 % dans d'autres villes africaines, telles que Dakar, Bamako ou Conakry à titre de comparaison (Schéma Directeur, 2003). Selon l'Enquête Démographique Sanitaire en Mauritanie (EDSM) actuellement le taux de croissance de la population à Nouakchott est de 3,75 %.

Suite à la sédentarisation de la population, en l'an 2000, la frange nomade ne représente plus que 4,8 % du total de la population (MAED, 2001) et, certainement, encore moins aujourd'hui. Pour une population qui vivait essentiellement de l'élevage et de l'agriculture, la diminution des ressources agricoles et pastorales, accompagnée de la dégradation du climat rural en général ont créé un environnement très hostile à sa survie. Ces conditions climatiques drastiques pour une population bédouine nomade sont d'autant de facteurs ayant suscité la fin du nomadisme et l'exode rural vers les centres urbains. Ainsi par exemple, si la population totale du pays n'a que doublé de 1965 à 2000, celle de Nouakchott a été multipliée par 49 pendant la même période (figure 2) (Cheikh Malainine, 2002).

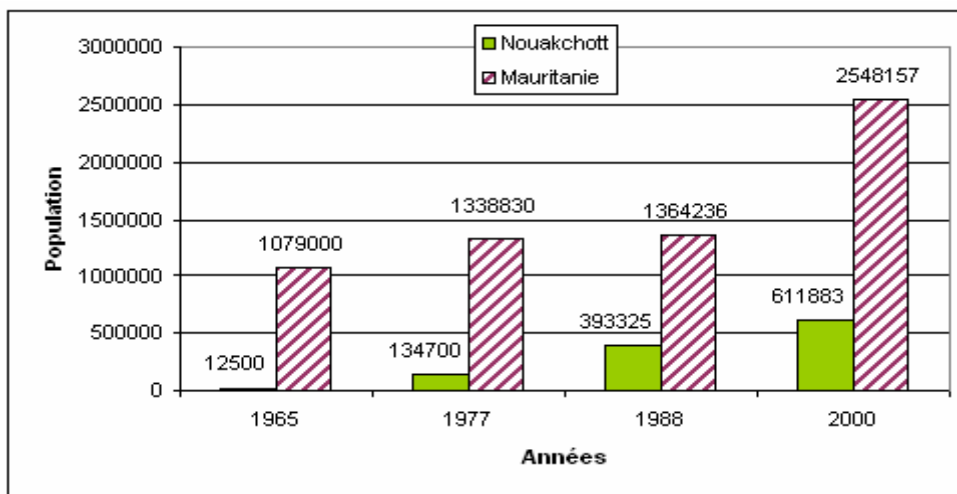


Figure 2 : Evolution de la population à Nouakchott et dans le pays

Ce phénomène d'exode était si rapide et si massif que les centres d'accueil se trouvaient débordés, car ils n'étaient pas préparés à recevoir une population qui devait changer radicalement son mode de vie avec tout ce que ça représentait comme effets pervers. Cette situation était à l'origine de plusieurs problèmes socio-économiques, sanitaires et autres. Parmi ceux-ci nous pouvons citer :

- Les centres qui existaient à l'époque se sont développés rapidement de manière anarchique ; et nous avons alors assisté à l'émergence de nouveaux types d'habitations de fortune entassées les unes contre les autres, constituant des quartiers entiers, le plus souvent dans les périphéries.
- La qualité des services de base (encore très jeunes) s'est détériorée au profit de la quantité.
- Le problème de l'assainissement en général et des déchets en particulier est devenu un déficit réel.

En effet, les populations nouvellement venues, étant pauvres et ne possédant, le plus souvent, que la volonté de survivre et la solidarité et l'hospitalité des concitoyens, devaient faire face à ce nouveau mode de vie par son intégration dans la société et son insertion dans la vie active pour subvenir à ses besoins essentiels : habitat, pain quotidien, soins ...

Si le pays a fait d'énormes progrès dans différents domaines dont notamment les domaines de base comme l'éducation, la santé, l'approvisionnement en eau potable et autres,

à l'instar des autres pays et particulièrement ceux en développement, il est aujourd'hui en face du défi réel et pressant de l'assainissement en général et particulièrement de la gestion des ordures ménagères qui ne cesse d'empirer au fil des années.

En effet, la Mauritanie nomade n'a jamais connu de tels problèmes, car le mode de vie qui prévalait alors ne permettait pas de produire de déchets en quantités importantes et ainsi il n'y avait pas de raisons pouvant inciter les communautés à penser à leur gestion : avec leur bétail, les populations transhument sur des territoires infinis en quête d'un pâturage adéquat qui limiterait, par la suite, la durée du séjour dans une place donnée. Ce séjour peut aller de quelques heures à quelques semaines au maximum.

En outre, les populations avaient un savoir-faire extraordinaire qui, conjugué avec leurs besoins pour gérer le quotidien, leur permettait de récupérer et de valoriser la plus grande majorité, pour ne pas dire la totalité, des déchets à l'époque. On se servait (et on s'en sert jusqu'à aujourd'hui dans plusieurs régions) des sacs de grande contenance (50 – 100 kg) à la place des malles pour ranger les différentes affaires lors des voyages, des bidons en plastique ou en métal pour puiser l'eau des puits, etc....

Ainsi, si par le passé, dans la « Mauritanie nomade », avec un territoire de plus de 1.032.000 km² et une population limitée, la gestion des ordures ménagères ne se posait jamais, de nos jours, ce problème est devenu l'un des défis majeurs auquel le pays, à l'instar des pays en développement, subit actuellement et continuera à subir dans le futur si jamais des mesures concrètes, visant à atténuer l'impact négatif (sanitaire, économique, culturel, etc.) de ces déchets et à mettre en place un système de gestion efficace, durable et à faible coût basé sur une approche scientifique, ne sont pas prises.

II. Problématique de gestion des déchets urbains solides (DUS) dans les PED

La gestion des DUS représente, aujourd'hui et dans les années à venir, le défi majeur auquel les PED ont à faire face. L'absence de volonté politique d'inscrire cette question dans les priorités stratégiques de ces pays en tant que programme national à part entière, comme on le voit, par exemple dans les domaines de la santé (Programme de Lutte Contre le Paludisme, le SIDA, Lutte Contre la Malnutrition, Maternité Sans Risque, etc.) ou de l'éducation (Programme de Scolarisation des Filles, Programme de Lutte Contre l'Analphabétisme des Adultes, etc.), est le principal handicap devant l'amélioration de la situation de manière générale. Ainsi, la méconnaissance des gisements de déchets, tant du point de vue quantitatif

que qualitatif (composition, propriétés physico-chimiques, etc.), ne permet pas la mise en place de stratégies fiables de gestion de ces déchets. En effet, la disponibilité des données sur la caractérisation des déchets générés à l'état brut et leur mise à jour périodique en fonction de l'évolution des modes de vie et des changements d'habitude de société est considérée comme le premier pas dans une gestion efficace et durable des refus. Dans les PED, ces données doivent concerner particulièrement les OM, qui représentent la plus grande partie des DUS, et doivent permettre aux responsables locaux :

- d'évaluer la situation présente en matière de quantité et de qualité de génération des déchets au niveau des ménages et de suivre son évolution ;
- d'identifier, éventuellement, les spécificités des déchets en fonction des caractéristiques des populations et, par conséquent, bien cibler les campagnes d'information, d'éducation et de communication (IEC) ;
- d'impliquer les ménages et les autres acteurs (récupérateurs, recycleurs, etc.) dans la gestion des déchets ;
- d'évaluer les potentialités économiques et d'élaborer des programmes de valorisation permettant de réduire les coûts de transport des déchets vers les décharges (en réduisant les masses de déchets grâce au tri à la source (les ménages), développement de filières de traitements formelles et informelles, etc. ; implication des différents acteurs : ménages, récupérateurs informels, ONG, Associations, Comités de Quartier, etc.) ;
- d'optimiser le choix des modes de gestion des déchets n'ayant pu être valorisés ;
- de prendre en compte l'évolution de la composante déchets dans la planification de l'urbanisation future.

L'analyse actuelle de la situation de ces pays dans ce domaine montre les difficultés principales d'ordre institutionnel, organisationnel, technologique et financier (Rapport CCA, 2002 ; Enda Maghreb, 2003 ; Rapport, 2001). Parmi celles-ci on peut citer certaines qui sont communes à la majeure partie des PED avec toutefois de légères variations selon la situation :

- ✓ L'absence de politique nationale et régionale en matière de gestion des OM représente le vrai problème dans le domaine. En effet, comme le signale le rapport

« Reforming Infrastructure » (Mars 2004) de la Banque Mondiale (BM) rapporté par l'ADEME (2004), le besoin de régulation et d'intervention des pouvoirs publics et des collectivités locales dans le domaine de la gestion des déchets est primordial en tant qu'instrument de la politique de développement environnemental urbain.

- ✓ Le manque de coordination entre les différents acteurs intervenants dans le secteur ainsi que le manque de formalisation des actions suscitent chevauchement et conflit des compétences et des intérêts et entravent l'optimisation des actions des uns et des autres (Buenrostro et Bocco, 2003 et Arcens, 1997).
- ✓ L'insuffisance des moyens financiers alloués à la collecte et à l'évacuation des OM due en grande partie à la faiblesse des recouvrements des taxes et à la méconnaissance des coûts de filière de ramassage.
- ✓ L'inaccessibilité aux moyens techniques modernes à cause notamment des coûts d'investissement et de fonctionnement élevés et l'inadaptation des certaines recettes occidentales souvent considérées « prêtes à l'emploi » et choisies comme alternatives au contexte spécifique (ADEME 2004). Ainsi, l'échec des unités de traitement des OM (UTOM) au Maroc, entre 1964 et 1980, (Hafid et al., 2004 et CIEDE, 1999) et celui de l'incinération en Tanzanie et au Nigeria (Achankeng, 2003) sont directement liés à cette inadéquation des technologies aux conditions spécifiques des pays concernés.
- ✓ Le manque de sensibilisation et d'éducation des populations dans la recherche de solutions adaptées. En effet, l'approche participative est souvent négligée malgré son apport positif expérimenté dans la plupart des pays dans d'autres domaines tels que l'approvisionnement en eau potable.

II.1. Natures des déchets urbains solides

Les DUS sont générés de façon continue en quantité croissante avec le développement des modes de vie des sociétés. Ils sont hétérogènes et leur composition quantitative varie beaucoup en fonction de l'espace (d'une société à l'autre, d'un pays à l'autre, d'une ville à l'autre, etc.) et du temps (jours de la semaine, jours atypiques (fêtes et autres), saisons (humide et sèche, etc.) (Buenrostro et Bocco, 2003). En effet, les facteurs géographique, climatique, économique, racial, culturel social et démographique sont déterminants dans la

quantité et la composition des déchets générés par une communauté donnée (Warith et al., 2005 ; Dong et al., 2003 ; Buenrostro et Bocco, 2003 ; Wikker, 2000 ; Abu-Qudais et Abu-Qdais, 2000 ; Reinhart et McCauley-Bell, 1996 ; Daskalopoulos et al. 1998 ; Thogersen, 1999 et Soclo et al., 1999). Ces variations rendent la définition de la nature des déchets aussi difficile qu'essentielle dans leur gestion.

II.1.1. Définition du terme « déchet »

Au sens de la loi en France, un déchet est défini comme " Tout résidu d'un processus de production, de transformation, ou d'utilisation, toute substance, matériau produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon et qui sont de nature à produire des effets nocifs sur le sol, la flore et la faune, à dégrader les sites ou les paysages, à polluer l'air ou les eaux, à engendrer des bruits ou des odeurs, et d'une façon générale, à porter atteinte à la santé de l'homme et à l'environnement." (Article 1 de la loi du 15 juillet 1975 (*n° 75-633*)).

En matière de gestion, le mot déchet peut être défini de différentes manières selon le type de considération. Dans la littérature, quatre définitions sont proposées : une économique, une juridique, une matérielle et une environnementale (Sané, 2002). Parmi celles-ci, André et al. (1997) retiennent les deux premières définitions qui mettent en exergue la valeur économique du déchet et l'enjeu juridique qui entoure sa gestion future (André et Hubert, 1997).

II.1.1.1. Définition économique

Un déchet est défini comme étant un objet ou une matière dont la valeur économique est nulle ou négative, pour son détenteur, à un moment et dans un lieu donnés. Pour s'en débarrasser, le détenteur devra payer quelqu'un ou faire lui même le travail (contrairement à un bien qui a une valeur économique positive et donc un acquéreur pour lequel on doit payer un prix). Cette définition de la nullité de valeur reste cependant relative car les déchets des uns peuvent servir de matières premières secondaires pour la fabrication d'autres produits voire même des biens pour d'autres personnes ou communautés aussi bien dans les pays développés ou industrialisés (PI) (Anonyme, 2004-a) que dans ceux en développement selon l'expression « les résidus des uns font le bonheur des autres ».

II.1.1.2. Définition juridique

On distingue une conception subjective et une conception objective de la définition juridique du déchet. Selon la conception subjective, un bien devient un déchet lorsque son propriétaire a la volonté de s'en débarrasser. Il demeure lui appartenir tant qu'il n'a pas quitté la propriété de cette personne ou l'espace qu'elle loue. Ce bien devient une propriété de la municipalité lorsqu'il est déposé sur la voie publique ou dans une poubelle, car par cet acte son propriétaire peut avoir clairement signifié sa volonté d'en abandonner tout droit de propriété. Selon la conception objective, un déchet est un bien dont la gestion doit être contrôlée au profit de la protection de la santé publique et de l'environnement, indépendamment de la volonté du propriétaire et de la valeur économique du bien : les biens recyclables qui sont des matières premières secondaires entrent dans cette définition objective. Ainsi, le détenteur d'un bien est soumis à la réglementation et il ne peut se décharger de ses responsabilités envers la gestion de ce déchet sous prétexte de sa valeur économique.

II.1.2. Nature des DUS dans les pays du Nord

Les DUS dans les pays du Nord sont générés à partir de différentes sources. Ils se composent des OM, des déchets provenant des activités de commerce, des bureaux administratifs, des institutions publiques. Les OM et les déchets du commerce représentent 50 à 75 % de la masse totale de ces refus (Tchobanoglous et al., 1993). Ce taux peut être beaucoup plus important dans les PED grâce à l'apport notamment de la fraction organique. Par exemple, à l'île Maurice, les OM, les déchets du commerce et des hôtels atteignent 95 % du total des DUS (Mohee, 2002) au moment où les OM représentent, à elles seules, entre 80 et 92 % respectivement à Dar Es Salam et à Nouakchott (SGDSN, 2003 et Mbuligwe et Kassenga, 2004). D'autres déchets spécifiques sont aussi générés par d'autres sources et sont soumis à une réglementation spécifique de collecte et de traitement. Il s'agit notamment des déchets de démolition, des industries et des activités de soins.

Les principales composantes des DUS sont celles qu'on trouve dans une poubelle ménagère, répertoriées par l'ADEME dans le MODECOM en 1993 (MODECOM, 1993) et reprise dans la norme française XP X 30-408 (AFNOR, 1996) (les putrescibles, le papier, le carton, le textile, le textile sanitaire, les plastiques, les combustibles non classés, les combustibles non classés, le verre, les métaux, les spéciaux et les fines) en plus des déchets encombrants (gros emballages, meubles, carcasses de voitures, etc.) et des autres déchets

urbains (commerce et artisanat, résidus de voirie et d'assainissement, déchets biomédicaux, etc....).

II.1.3. Natures des DUS dans les pays du Sud

Avec le développement des modes de vie des sociétés de par le monde, la nature des déchets générés en milieu urbain dans les PED sans être identique à celle des PI s'en rapproche. En effet, si la composition quantitative des déchets varie beaucoup en fonction des modes et niveaux de vie, elle demeure pratiquement la même qualitativement (Buenrostro et Bocco, 2003 ; Wicker, 2002 et Sané, 2002) avec les principales catégories citées ci-dessus. Ces déchets se composent des OM (qui peuvent à leur tour comprendre les déchets des ménages, du commerce, de l'artisanat et des petites entreprises), des déchets des marchés, des zones administratives, des encombrants (mobilier, carcasses de voitures, démolition, et autres) et des déchets spéciaux représentant des dangers pour la santé et l'environnement (déchets hospitaliers (DH) et certains déchets des industries chimiques par exemple) qui sont parfois soumis à une législation particulière.

II.2. Classification des déchets

La classification des déchets n'est pas chose facile et universelle. Ils peuvent être classés de différentes manières selon les objectifs recherchés et selon l'intérêt des informations qui peuvent en être tirées. Leur classification s'avère souvent très pratique et parfois indispensable pour faciliter l'abord d'une question complexe relative à la gestion des déchets et notamment quand il s'agit d'optimiser le choix de leur mode de gestion que ça soit à la source ou sur le circuit de leur production. Par exemple, les auteurs d'une étude sur le compostage et l'utilisation du compost en Chine ont classé les DUS en matière organique (MO), matière inorganique, matière recyclable et autres (Wei et al., 2000). L'encyclopédie « *les Techniques de l'ingénieur* » fait une classification très détaillée des déchets en six groupes comme suit selon leurs origines (FCQ, 1999):

- *Biologique* : Les déchets d'origine biologique sont définis par le fait que tout cycle de vie produit des métabolites (matière fécale, cadavre...).

- *Chimique* : Toute réaction chimique est régie par les principes de la conservation de la matière et dès lors si l'on veut obtenir un produit C à partir des produits A et B par la

réaction $A + B \rightarrow C + D$; D sera un sous-produit qu'il faut gérer si on n'en a pas l'usage évident.

- *Technologique* : Quelles que soient la fiabilité et la qualité des outils et procédés de production, il y a inévitablement des rejets qu'il faut prendre en compte tels que chutes, copeaux, solvants usés, emballage, etc....

- *Économique* : La durabilité des produits, des objets et des machines a forcément une limite qui les conduits, un jour ou l'autre à leur élimination ou leur remplacement.

- *Écologique* : Les activités de dépollution (eau, air, déchets) génèrent inévitablement d'autres déchets qui nécessiteront eux aussi une gestion spécifique, ... et ainsi de suite.

- *Accidentelle* : Les inévitables dysfonctionnements des systèmes de production et de consommation sont à l'origine des déchets.

Toutefois, cette classification - bien que détaillée - n'est pas pratique quant à la gestion quotidienne des déchets et particulièrement dans les pays en développement où ces termes ne signifient par grande chose même quand il s'agit de responsabiliser les uns et les autres dans la gestion des déchets car, le plus souvent dans ces pays, les responsabilités et les rôles dans la gestion des ordures ménagères ne sont pas toujours clairement définies (Buenrostro et Bocco (2003) ; SGDSN, 2003 et Rapport CCA, 2002).

On peut différencier trois composantes des DUS selon l'origine (SGDSN, 2003) : les OM provenant des ménages, les déchets des marchés et les déchets des zones administratives. Une autre classification semble être aussi simple que la précédente. Elle est utilisée dans plusieurs études sur la gestion des déchets solides. Elle différencie les déchets en deux grands groupes selon leur nature (Sané, 2002) : les déchets produits par les ménages ou ordures ménagères et les déchets spéciaux (industriels, commerciaux). Ce deuxième groupe peut comprendre également les déchets biomédicaux ou DH. Cette différenciation des déchets en groupes permet une meilleure planification de la gestion des déchets notamment pour un éventuel programme de valorisation par recyclage, par réutilisation ou par compostage (de matières organique).

II.3. Caractérisation des déchets ménagers

L'étude de la composition des déchets est un pas essentiel pour une bonne gestion et ce pour plusieurs raisons citées par Renhart et al. (1996) et Wicker (2000) dont notamment le besoin d'estimer la quantité des matériaux produits, d'identifier leur source de génération, de faciliter le design des équipements des procédés de traitement, de définir les propriétés physiques, chimiques et thermiques des déchets et de veiller sur la conformité avec les lois et règlements locaux.

La mise en place de données fiables sur la caractérisation des déchets est un préalable à toute approche de gestion efficiente de ces résidus. La disponibilité de ces informations capitales permet essentiellement :

- ✓ d'évaluer la masse de déchets générés et de suivre son évolution en vue de planifier et de définir les stratégies futures en matière de gestion et de traitement ;
- ✓ d'évaluer le potentiel de valorisation (compostage, recyclage des métaux et du carton, etc.) ou les besoins pour le traitement et l'enlèvement des déchets;
- ✓ d'optimiser le mode de traitement en connaissant précisément la composition des déchets ;
- ✓ de prédire les émissions de ces déchets dans l'environnement et éventuellement de travailler sur l'atténuation de leur impact.

La caractérisation des déchets n'est pas universelle car elle dépend de l'objectif pouvant capitaliser les résultats obtenus par celle-ci. Il existe plusieurs façons de caractériser un déchet. Brunner et Ernst (1986), suggèrent une caractérisation suivant des paramètres divisés en trois groupes : 1) matériaux (papier, verre, métaux, etc.), 2) paramètres physiques, chimiques ou biologiques (masse volumique, teneur en eau, biodégradabilité, etc.) et 3) composition élémentaire (carbone, mercure, etc.). Il est toutefois important de signaler que la détermination de tous ces paramètres n'est pas toujours nécessaire. Il est souvent suffisant d'analyser un seul groupe spécifique pour répondre à une question donnée sur la gestion des déchets. Par exemple, pour le recyclage matière, l'analyse du groupe matériaux est suffisante alors que l'évaluation de l'impact des émissions de l'incinération sur l'environnement nécessite une analyse de la composition élémentaire des déchets (Brunner et Ernst 1986).

II.3.1. Composition physique

La gestion efficace des déchets ne peut s'inscrire dans une vision durable que par la connaissance précise de l'évolution des flux de ces rejets et surtout de leur composition. La connaissance des quantités et de la composition des déchets permet d'optimiser le mode de gestion et de promouvoir, éventuellement, la création de filières de valorisation matières. Ceci contribue non seulement à la salubrité de l'environnement des villes (voie publique, périphéries, etc.), mais aussi peut jouer un rôle significatif dans la lutte contre la pauvreté particulièrement dans les PED (Buenrostro et Bocco, 2003 ; Aye et Widjaya, 2005 et Zaïri et al., 2004) grâce à la récupération des différents matériaux et leur vente par les récupérateurs.

La réduction des déchets joue aussi un rôle capital dans la diminution de la pollution, la conservation des ressources naturelles et, dans beaucoup de cas, l'économie d'énergie (EPA, 2000). Elle peut aussi modifier le changement global du climat causé par les émissions des gaz à effet de serre (ou GES) (CH_4 , CO_2 , etc.) et le réchauffement progressif de la terre qui entraînerait un déséquilibre global des écosystèmes (fonte des glaces, extinction d'espèces, etc.) (EPA, 2000).

Enfin, la méconnaissance des propriétés des déchets et des conditions dans lesquelles leur gestion doit être abordée engendre inévitablement l'échec de toute entreprise, efficace et durable, de leur gestion. Aussi, dans la littérature plusieurs auteurs soulignent cet aspect important de la gestion des déchets. Plusieurs rapports de la BM attribuent l'échec de l'application de certaines technologies du Nord (incinération et compostage) dans les PED, à la surestimation du pouvoir calorifique inférieur (PCI) des déchets dans ces pays, qui est riche en matières organiques (ou putrescibles), et la demande du marché local en amendement agricole (compost). D'autres exemples d'échec sur le choix inadapté de technologie dû à la méconnaissance des spécificités des déchets dans les PED ont été rapportés par Hafid et al. (2004) qui rappellent qu'entre 1960 et 1980 cinq unités de traitement des déchets urbains au Maroc ont été fermées à cause de l'inadaptation de cette technologie aux conditions spécifiques du pays. Achankeng (2003) confirme, à ce propos, que l'incinération en Afrique n'est pas une option durable de gestion des DUS en s'appuyant sur l'échec de cette technologie en Tanzanie et au Nigeria.

Le choix du nombre de catégories, suivant lesquelles les déchets sont triés, dépend des objectifs de l'étude et des moyens disponibles pour réaliser celle-ci. Toutefois, les principales composantes d'une poubelle ménagère et des DUS en général restent celles répertoriées par l'ADEME dans le MODECOM en 1993 (MODECOM, 1993) et reprise dans la norme

française XP X 30-408 (AFNOR, 1996). Il s'agit des putrescibles, du papier, du carton, des textiles, des textiles sanitaires, des plastiques, des combustibles non classés, des incombustibles non classés, du verre, des métaux, des spéciaux et des fines. Cependant, pour des objectifs spécifiques visés par la caractérisation, certains auteurs se limitent à quelques-unes de ces catégories. Ainsi, Buenrostro et Bocco (2003) ont donné la composition des déchets suivant 7 catégories, Mohee (2002) en a défini 8 alors que Thogersen (1996) s'est intéressé à l'étude de deux catégories de déchets : les fermentescibles issus des refus de cuisine et les emballages. L'étude de caractérisation des déchets suivants les principales catégories est indispensable dans certains cas où on ne dispose pas de données de référence pour le pays considéré (Aloueimine et al. 2005-b) ou pour la mise à jour de ces données (ADEME, 2005-a). Par exemple, l'ADEME en 2004 a réactualisé les résultats de la campagne de caractérisation des OM de 1993 en identifiant 13 catégories et 33 sous-catégories (ADEME, 2005-a). Une autre étude détaillée dans ce domaine est celle effectuée en Californie au Etats-Unis sur les DUS. Dans cette étude, le tri et la caractérisation ont été faits en identifiant 98 types de matériaux groupés en 10 classes (Rapport, 2004) : 11 types de papier, 14 types de verre, 11 types de métaux, 4 types de déchets électroniques, 29 types de plastique, 9 types de déchets organiques, 7 types de déchets de construction et de démolition, 5 types de déchets ménagers dangereux, 7 types de déchets spéciaux et 1 catégorie de mélange de résidus de petites tailles ne pouvant être triée.

Enfin, les déchets peuvent être caractérisés par leurs tailles granulométriques. On classe en général ces tailles en 4 granulométries distinctes lors d'un tri (MODECOM, 1993 ; Von Blottnitz et al., 2001 ; Nordtest Method, 1995 et François, 2004) : les gros (> 100 mm), les moyens (< 100 mm et > 20 mm), les fines (< 20 mm et > 8 mm) et les fines (< 8 mm ou sable) ou extra-fines. Toutefois, certaines études définissent les gros par une taille comprise entre 100 et 300 mm (ADEME, 2005-b) et recommandent un tri visuel des hétéroclites (> 300 mm). D'autres granulométries ont été utilisées dans certaines études comme les diamètres de 40 et 80 mm (François, 2004). Il est parfois opportun de dégager cette caractéristique des déchets particulièrement quand on envisage d'installer des séparateurs mécaniques ou d'optimiser la séparation magnétique des déchets ferreux basés sur la connaissance des tailles des composants (MBT, 2003 et Project SWA- Tool, 2004).

Dans les PED, cette répartition des déchets par granulométrie offre d'importantes informations pouvant servir de critère de choix des moyens d'évacuation de ces rejets. Ainsi,

dans ces pays, le transport des déchets se fait avec des moyens non adaptés et ceci crée un problème majeur d'assainissement en milieu urbain. Le transport des DUS se fait à l'aide de charrettes à traction humaine ou animale (âne et chevaux) vers les sites de transit (ST) (Arcens, 1997 ; Rapport CCA, 2002 ; Medina, 2000 et Ngnikam 2002). Le ramassage des OM au niveau des ménages et leur transport vers les ST, voire même les décharges hors des villes, est souvent effectué sur ces charrettes par des enfants. Au cours de ce transport, les fractions de déchets de petites tailles s'échappent des bords de la charrette ou à travers les mailles de filets destinés retenir les déchets.

La composition physique des déchets varie beaucoup. Le tableau suivant (tableau 1) illustre la grande variabilité dans la composition qualitative des déchets de différents pays d'un même continent, en Afrique par exemple, (Diop, 1988 et Zaïri et al., 2004) et dans différents continents (Wei et al., 2000 ; Enda, 1998, Ojeda-Benitez et al., 2003 ; Diop, 1988 ; ADEME, 2000 ; Mbulugwe et Kassenga, 2004 et Mohee, 2002). La grande dispersion observée concerne les différentes fractions de déchets et varie d'un pays par rapport à l'autre. Pour les fermentescibles, l'écart type peut dépasser 25 %, si l'on considère les OM de Douala au Cameroun ou celles de Jakarta en Indonésie où cette fraction fait 80 % et peut atteindre jusqu'à 87 % de ces déchets (Ngnikam et al. 2002 et Aye et Widjaya, 2005). On constate aussi une nette différence de génération des fractions papiers cartons, provenant des emballages, entre les PI et les PED. Cette fraction varie dans les PI et peut dépasser 40 % de la masse globale des déchets comme au Japon (Charnay, 2005). D'autres fractions, provenant des emballages, montrent aussi cette différence liée au mode de consommation et reflète la disparité entre les niveaux de vie dans les PED et les PI. Il s'agit notamment du verre qui varie de 1 à 5 % environ dans les premiers alors que ce taux peut atteindre jusqu'à 13 % en France et au Japon, par exemple (Charnay, 2005). Par ailleurs, grâce aux politiques menées dans les PI visant à réduire à la source les taux de plastique, qui provient aussi en grande partie des emballages, cette catégorie a tendance à diminuer dans la poubelle ménagère au profit d'autres fractions moins polluantes. Par contre, l'absence de politique similaire dans les PED fait que cette catégorie demeure encore très présente et peut représenter plus de 20 % de la masse des OM (Aloueimine et al. 2005-b).

A noter tout de même que l'interprétation des résultats de ce tableau doit être faite avec prudence car les statistiques ne sont pas faites de la même manière, pas au même moment et varient d'un pays à l'autre. Ces résultats permettent d'avoir une idée non

exhaustive de la variation de composition certaines catégories des déchets ménagers dans certains pays. Par ailleurs, la fraction « *Autres* » varie beaucoup et se compose de différents matériaux. Selon les auteurs, on peut y trouver un ou plusieurs matériaux mélangés tels que du sable, cailloux, pierres, céramiques, couches-culottes, mousses, batteries etc. Ainsi, le tableau suivant permet de comparer les résultats entre eux pour certaines catégories le plus souvent citées.

Tableau 1 : Composition physique d'un déchet ménager dans différents pays (en %)

Fractions	Origines des déchets							
	France ⁽¹⁾	Singapour ⁽²⁾	Tunis ⁽³⁾	Dar Es Salaam ⁽⁴⁾	Ile Maurice ⁽⁵⁾	Dakar ⁽⁶⁾	Pékin ⁽⁷⁾	Santiago ⁽⁸⁾
Déchets putrescibles	28,8	2	70	42,0	25	43,6	13,2	49
Papiers/cartons	25,3	28,3	13	3,1	12	9,7	4,4	19
Textiles sanitaires	3,1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Textiles	2,6	3	4,2	1,2	3	5,2	1,7	4
Plastiques	11,1	11,8	4,2	2,2	13	2,7	4,0	10
Complexes	1,4	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Combustibles divers	3,2	44,4	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Verre	13,1	5,7	3,2	3,5	1	1,1	4,3	2
Métaux	4,1	4,8	3,0	2	1	3,4	0,1	2
Incombustibles divers	6,8	nd	nd	0,4	nd	nd	nd	7
Déchets spéciaux	0,5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Autres	0	0	2,4	45,6	45	34,3	72,3	7

nd : non défini

Sources : ADEME, 2000 (1), Enda, 1998 (2), Zaïri et al. 2004 (3), Mbuligwe et al. 2004 (4), Mohee, 2002 (5), Diop 1988 (6), Wei et al. 2000 (7), Estevez, 2003 (8).

II.3.2. Composition chimique

Plusieurs études se sont intéressées à la caractérisation chimique des DM. Certaines d'entre elles avaient pour principal objectif l'évaluation du potentiel polluant de ces déchets (ADEME 1999) ou la mise en évidence de l'existence des effets néfastes sur la santé humaine et l'environnement (Report, 2002). Le tableau 2 donne des exemples de la composition chimique élémentaire des DUS en France (d'après l'ADEME, 1999), en Chine et en Suisse.

Tableau 2 : Caractéristiques élémentaires types des DM.

Paramètres	Unités (*)	Teneurs moyennes		
		France ^a	Chine ^b	Suisse ^b
Humidité	% MH	35	-	-
Matière organique totale	% MS	59,2	-	-
Carbone	% MS	33,4	29 ± 5	37 ± 4
Chlore	g/kg MS	14	-	6,9 ± 1,0
Soufre	g/kg MS	2,8	-	1,3 ± 0,2
Azote organique	g/kg MS	7,3	-	-
Fluor	g/kg MS	0,058	-	-
Bore	g/kg MS	0,014	-	-
Cadmium	g/kg MS	0,004	0,3 ± 0,01	0,011 ± 0,002
Cobalt	g/kg MS	0,113	25 ± 3	-
Chrome	g/kg MS	0,183	0,18 ± 0,02	-
Cuivre	g/kg MS	1,048	-	0,7 ± 0,2
Manganèse	g/kg MS	0,412	-	-
Mercure	g/kg MS	0,003	0,005 ± 0,001	0,003 ± 0,001
Nickel	g/kg MS	0,048	-	-
Plomb	g/kg MS	0,795	-	0,7 ± 0,1
Zinc	g/kg MS	1,0	1,3 ± 0,2	1,4 ± 0,2

Sources: ^a François, (2004) et ^b Youcai et al. (2002).

(*) MH : masse humide ; MS : masse sèche

Ce potentiel polluant dans les DUS est d'origine organique, minérale et métallique (François, 2004) en fonction de la composition des déchets. Ainsi, la matière organique provient essentiellement des fermentescibles, du papier, du carton, des textiles, du plastique et de la fraction des combustibles non classés (cuir, bois, etc.), alors que la matière organique azotée est apportée par les fractions des fermentescibles, des textiles et des combustibles non classés (Tchobanoglous et al., 1993 et François, 2004). Les éléments minéraux et métalliques sont générés par les fractions telles que le verre, les combustibles non classés, les plastiques, les métaux et les spéciaux. Ils peuvent également provenir des colorants utilisés dans les textiles ou les emballages. Bien que cette composition chimique des déchets ne soit pas

exhaustive, elle montre néanmoins déjà le risque sur la santé et l'environnement que les déchets peuvent représenter et la nécessité de traiter ces refus.

II.3.3. Composition en pathogènes

L'un des risques majeurs sur la santé humaine liés aux déchets est sans doute leur contamination microbiologique par divers agents pathogènes tels que les bactéries, les protozoaires, les virus et autres. Le suivi de certains paramètres microbiologiques dans le compost, comme l'*Aspergillus fumigatus* par exemple, permet de déterminer rapidement son état sanitaire ; et il est démontré que la présence d'une grande quantité de moisissures implique automatiquement la présence d'autres agents pathogènes (Focus biosécurité, 1999). D'autre part, il est important de mettre en relief cette caractéristique pour qu'elle puisse être prise en compte dans d'éventuelles mises en place de programme de valorisation et de recyclage des rejets atténuant ainsi leur impact sur la santé. Elle peut servir aussi à la sensibilisation des personnes en contact direct avec les déchets et qui sont le plus souvent non protégées aussi bien dans les pays industrialisés que dans les PED. Hassen et al. (2001) ont identifié plusieurs microorganismes présents en nombre important dans les déchets au cours du compostage (spores bactériens, coliformes fécaux, *Escherichia coli*, streptocoques fécaux, staphylocoques, *Salmonelles* et *Shiguelles*). D'après Hoornweg et al. (2000), ces différents agents pathogènes trouvés dans les déchets sont d'origine humaine ou animale et peuvent provenir des boues de vidange, des couches-culottes ou des déchets des animaux domestiques. Le tableau suivant montre que les DUS peuvent contenir autant d'agents pathogènes ou même plus que les boues de STEP ou les DH.

Tableau 3: Indicateur des microorganismes pathogènes dans les boues, les DH et les DUS (Hoornweg et al. 2000)

Microorganismes	Boues	Déchets biomédicaux	DUS
	<i>Nombre de microorganismes par gramme</i>		
Coliformes totaux	2,8.10 ⁸	9,0.10 ⁸	7,7.10 ⁸
Coliformes fécaux	2,4.10 ⁸	9,0.10 ⁸	4,7.10 ⁸
Streptocoques fécaux	3,310 ⁷	8,6.10 ⁸	2,5.10 ⁹

II.4. Gestion des déchets ménagers

La nécessité de gestion des déchets est dictée par les impératifs sanitaires et environnementaux. Ceci est d'autant plus important que la quantité des déchets générés ne cesse d'augmenter et de se diversifier. Ce caractère d'hétérogénéité des déchets représente le principal obstacle pour une généralisation d'une filière de gestion et de traitement de ces refus.

L'objectif ultime de la gestion des déchets étant de réduire le volume des matériaux destinés à la décharge finale pour minimiser les risques de pollution qu'ils peuvent causer pour la santé et l'environnement (potentiel polluant, émission du biogaz, lixiviat, pathogènes, etc. (MBT, 2003)), les stratégies de gestion doivent passer par l'application de principes simples qui permettent d'atteindre les objectifs spécifiques correspondants (Wincker, 2000 ; FCQ, 1999). Il s'agit principalement de :

- Le recours aux technologies propres permet l'optimisation du procédé de fabrication d'un produit, la réduction de sa quantité ou la production de moins polluant. On pourra ensuite travailler sur la dépollution puis sur la non-pollution.

- La mise en œuvre de filière de réutilisation, de recyclage et de compostage des déchets est l'aspect le plus important dans la gestion des déchets. Ainsi, les composantes valorisables des déchets peuvent être réintroduites dans un nouveau cycle de production économique.

- Le rejet « éocompatible » des déchets; notion fondamentale lorsqu'aucune des autres stratégies ne peut être appliquée, il faut définir un retour « acceptable » des déchets dans le milieu naturel.

- L'enfouissement ultime, c'est-à-dire, l'enfouissement des déchets qui n'ont pu être réduits, réutilisés ou recyclés compostés.

A ces principes, qui peuvent être considérés des stratégies de gestions, Alain Navarro en a ajouté une qui consiste à l'arrêt définitif d'un constituant en fin de vie, déchet difficilement éliminable ou entraînant lors de sa production la génération de déchets difficilement éliminables, comme c'est le cas pour les CFC, DDT et autres (ADEME, 1999 ; Cours EMSE et SGDSN, 2003).

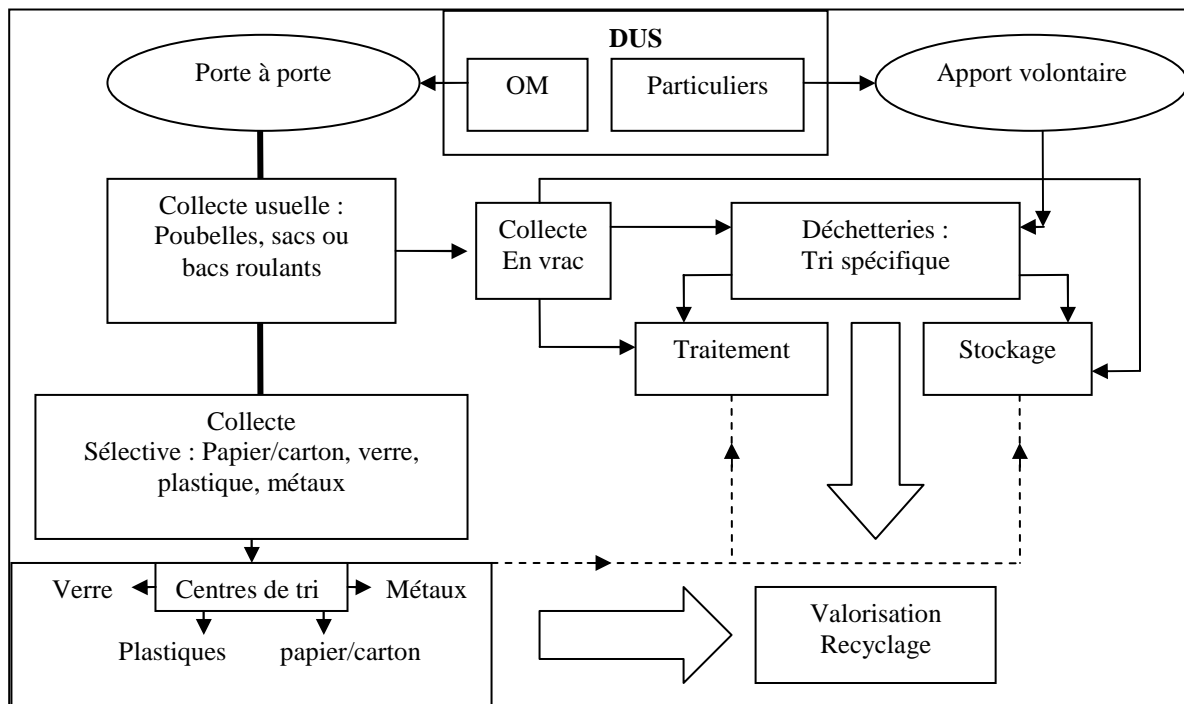
Ces différents principes régissent aujourd'hui la gestion des déchets de manière générale dans plusieurs pays industrialisés et on a besoin de recourir à plusieurs stratégies en même temps pour résoudre le problème des déchets. Par exemple, pour le plastique : valorisation + rejet éco-compatible (lavage des déchets de plastique) + stockage (des refus de tri et des boues de lavage) [ADEME, Stratégies de gestion et filières de traitement].

II.4.1. Gestion des déchets dans les pays du Nord

La mise en place d'outils réglementaires et juridiques dans certains pays, et particulièrement dans les pays du Nord, a joué un rôle essentiel dans la gestion rationnelle et saine des déchets. Ainsi, un arsenal de textes régulant la gestion des déchets a vu le jour depuis les années 1990 dans l'UE et en France et notamment les lois françaises (loi du 13 juillet 1992, fondatrice de la modernisation de la gestion des déchets dans le pays, loi n° 75-663 sur l'élimination des déchets et récupération des matériaux et loi-92-663 instituant la suppression des décharges sauvages sur un délai de 10 ans) et les directives européennes (n°75 - 442/CEE, n°91/156/CEE et la directives 1999/31/EC qui stipulent qu'au 16 juillet 2016, les déchets biodégradables des DUS doivent être réduits à 35 % du poids de la quantité produite en 1995) (Anonyme-1 ; François, 2004 ; Houot et al., 2002 et Garcia et al., 2005).

En général, la gestion des déchets dans ces pays est du ressort des collectivités locales. En France, comme le prévoit la loi, les communes doivent organiser l'élimination des déchets municipaux. Il n'est pas rare que celles-ci se regroupent en syndicats intercommunaux, communautés urbaines ou districts pour faire face aux difficultés croissantes d'ordre technique et organisationnel (ADEME, 2000-b). Dans plusieurs pays l'intervention d'entreprises privées agréées par les services publics s'est avérée d'une utilité capitale dans la gestion de certaines composantes des déchets. Il s'agit particulièrement des emballages de vente. En France, *Eco Emballage*, qui a vu le jour en 1992, a pour missions d'organiser, de superviser et de financer la collecte sélective, le tri et le recyclage des emballages ménagers en France. Ces mêmes missions sont confiées à des entreprises similaires créés dans d'autres pays européens telles que *Duales System Deutschland (DSD GmbH)* en Allemagne, *Altstoff Recycling Austria* en Autriche et *Fost Plus* en Belgique. . Leur principal objectif est d'aider les collectivités locales dans leur politique de recyclage des déchets ménagers, par la réintégration des déchets d'emballage dans le circuit économique, de pérenniser les filières de recyclage, de maîtriser les coûts et de sensibiliser les particuliers.

La gestion des déchets dans les pays du Nord peut être décrite par le schéma suivant :



(----- Déchets éventuels des centres de tri ne pouvant être valorisés)

Figure 3: Schéma type de la gestion des déchets dans les pays du Nord.

Selon l'ADEME, aujourd'hui presque toute la population bénéficie d'un service de collecte des OM (poubelles traditionnelles, sacs ou bacs roulants). Une grande partie de la population participe à la collecte sélective multimatériaux. Les fractions de déchets concernées par cette collecte sont les emballages en papier- carton, verre, plastiques, métaux en plus des journaux et des revues. Ces déchets collectés sélectivement sont acheminés vers les installations industrielles spécialisées ou centres de tri. Les différents matériaux y sont séparés et amenés à un niveau de qualité compatible avec les activités de recyclage. Les centres de tri peuvent générer des déchets. Les refus ne pouvant être valorisés sont envoyés pour le traitement ou le stockage.

Les déchetteries sont des espaces aménagés, gardiennés et clôturés. Elles sont destinées à recevoir les déchets encombrants des particuliers (commerçants, artisans et autres) ou tout autre déchet par apport volontaire. Les déchets apportés doivent être répartis dans des conteneurs spécifiques en vue de la gestion (valorisation), du traitement ou du stockage éventuellement des matériaux qui les composent.

Enfin, les déchets spéciaux ont un mode particulier de gestion vue leur dangerosité. Cette gestion est régie par la réglementation en vigueur en fonction des pays.

II.4.2. Gestion des déchets dans les pays du Sud

L'urbanisation rapide des villes du Sud a eu pour conséquence une croissance des taux générés de déchets auxquels les gestionnaires urbains n'étaient pas préparés à faire face. Durant des décennies, ces responsables étaient préoccupés plutôt par la collecte et l'évacuation des refus sans essayer d'approcher les déchets en tant que ressource qui peut avoir une valeur économique. La dégradation des conditions de vie progressive, le chômage des jeunes et la pauvreté sont autant de facteurs ayant favorisé l'émergence d'un secteur informel auquel reviennent les principales tâches dans la gestion des déchets, à savoir la récupération et le recyclage d'une importante quantité des refus. Ce secteur informel joue le plus grand rôle dans la réduction des flux et contribue de manière non négligeable dans l'économie nationale locale (Achankeng, 2003 ; Medina, 1997 ; Medina , 2000 ; Bellamy, 1997 ; Report Kenya, 2001 ; Peter et Jaffe, 2003 et Buenrostro et Bocco, 2003). Son rôle est d'autant plus important si l'on sait que les taux de collecte des déchets dans les villes du Sud ne dépassent pas 60 % et varient entre 30 et 50 % en moyenne et que l'enlèvement des ordures ménagères absorbe une part très importante des budgets municipaux et particulièrement quand il s'agit des grandes villes. Cette part peut aller de 30 à 50 % du budget communal au moment où les recettes tirées des taxes d'enlèvement des ordures ménagères ne dépassent guère le quart de ces dépenses (Ta, 1998 et Diaz, 1998) (taux de recouvrement inférieur à 10 % en Mauritanie, par exemple, (Rapport CCA, 2002)). Ce manque de moyens financiers est d'autant plus contraignant si l'on note que les budgets des collectivités locales africaines, par exemple, ne dépassent guère 10 % du budget total de l'Etat (Ta, 1998 ; Buenrostro et Bocco, 2003). Il résulte de cela une anarchie totale tout au long du circuit de gestion des rejets.

Comparée à la situation dans les pays du Nord, la gestion des OM dans ceux du Sud est caractérisée par deux aspects particulièrement importants : 1) la marginalisation voire l'absence totale du rôle du producteur des déchets qui sont les ménages ; 2) l'intégration (dans certains pays) des déchets issus des activités de soins ou déchets DH dans le circuit des déchets ménagers et assimilés malgré la législation existante parfois (Cointreau-Levine, 1997).

Le rôle des ménages, pourtant déterminant, n'est pas sollicité : - soit à cause de la modestie des revenus des ménages qui ne leur permettent pas souvent de payer les taxes d'enlèvement des OM, - soit parce que les prestataires (informels, donc sans contraintes légales !) de services ne respectent pas leurs engagements quant à la régularité de l'enlèvement des OM (Report Kenya (2001) et Achankeng, 2003). Néanmoins, plusieurs auteurs (Sancho et al., 2004 ; Sané, 2002, Aloueimine et al., 2005-a & b ; Cointreau-Levine, 1997 ; Mbuligwe et al., 2004 ; Johannessen et al., 2000, Garcia et al., 2005 et Hoornweg et al., 2000) mettent l'accent sur l'apport des ménages dans la réduction des flux grâce à la valorisation de la MO utilisée comme aliment de bétail.

On distingue deux types d'intervenants informels dans le circuit de la collecte primaire des déchets : ceux qui sont organisés (associations, comités de quartiers, etc.) et sont payés pour l'enlèvement des OM, et ceux qui opèrent individuellement et qui ne sont payés qu'occasionnellement mais qui sont intéressés par la récupération et la vente de certains matériaux contenus dans des déchets.

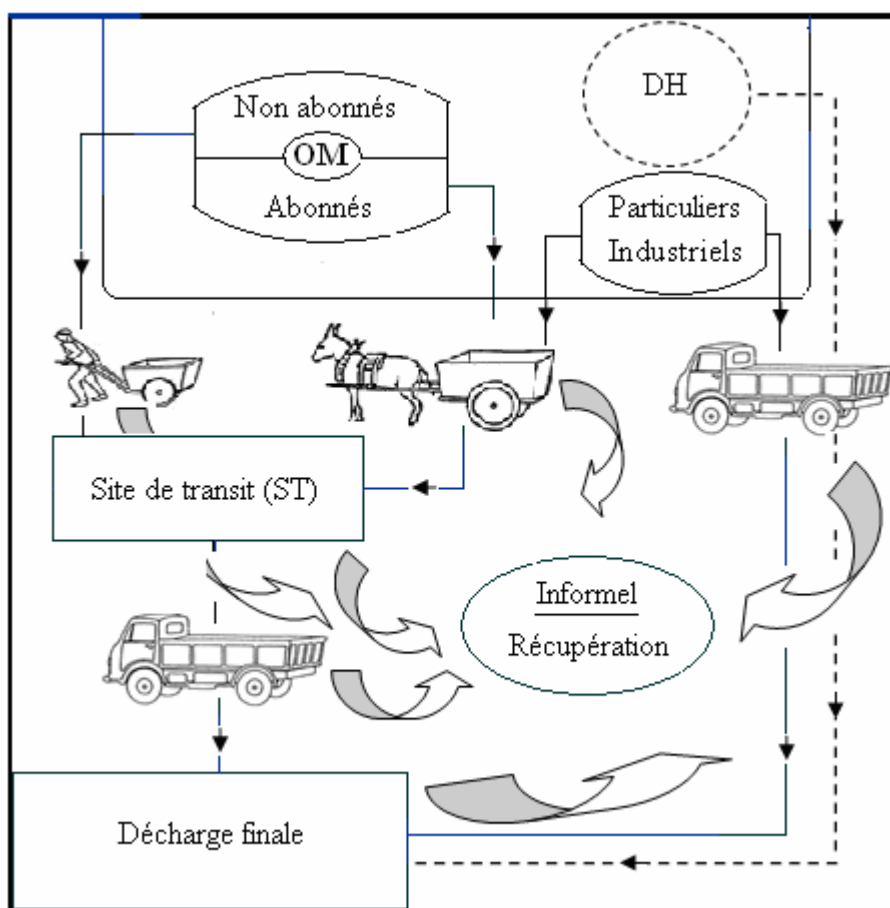
La collecte de déchets commence par la précollecte au niveau des ménages à l'aide de tricycles ou de charrettes à traction humaine ou animale. Ils peuvent accéder facilement à des endroits que les camions ne peuvent pas atteindre. Ceci leur permet un gain considérable de temps. Au Caire, par exemple, Medina (2000) indique que 2 agents récupérateurs équipés d'une seule charrette collectent les OM de 330 ménages par jour. Buenrostro et Bocco (2003) soulignent que ces acteurs sont capables de collecter et de recycler une quantité de matériaux qui peut dépasser celle obtenues dans les PI. Medina -b rapporte que les déchets d'environ 37 % de la population à Santa Cruz, en Bolivie, sont collectés par les collecteurs informels et des milliers de ceux-là opèrent à Mexico, au Mexique, dans les zones non desservies par la municipalité. Ceci justifie amplement la nécessité d'impliquer ces acteurs dans la prise de décision en matière de gestion des déchets en particulier sachant que les populations sont de plus en plus prêtes à payer le service (Medina -b).

Les déchets ainsi collectés, sans la fraction organique valorisée en général au niveau des ménages, sont acheminés vers des points de regroupement ou de transit situés le plus souvent dans un terrain vague, sans protection et au milieu des résidences des populations ; ils seront transportés par les collectivités vers la décharge finale. Le séjour de ces déchets dans les ST peut durer de quelques heures à quelques jours voire quelques mois, en fonction des quartiers et de l'exposition du lieu aux passants. Certaines fractions des déchets sont

recupérées soit par d'autres personnes soit consommées par des animaux errants (fraction organique, papier, carton, déchets verts, etc.).

L'exutoire final ou décharge finale est un réel danger pour la santé et l'environnement. Ce sont des décharges sauvages caractérisées par l'absence de clôture, de voies de circulation, de gardiennage, aucune précaution pour éviter la pollution des eaux souterraines par infiltration, aucune étude d'impact sur l'environnement, etc. (CIEDE, 1999). D'après l'ADEME (2004), cette situation entraîne une dégradation environnementale alarmante particulièrement dans certains pays à forte croissance où les sols, les rivières et les nappes sont dramatiquement ou même définitivement pollués.

La figure suivante schématise le mode classique de gestion des DUS dans ces pays :



(----- circuit habituel autorisé des déchets hospitaliers dans la majorité des PED (malgré la législation))

Figure 4 : Schéma type de la gestion des DUS dans les PED

II.4.2.1. Enjeu économique de la valorisation dans les PED

La valorisation matière par la récupération et le recyclage informels des matériaux a depuis toujours existé et s'est développée très rapidement aujourd'hui avec le développement des modes de consommation des sociétés et la croissance des quantités de déchets générés par les populations et surtout la difficulté d'intégration dans la vie active d'une grande partie de la population sans niveau d'instruction. Les acteurs de cette activité ont un nom spécifique qui les distingue du reste de la population. Dans Medina, (2000) ; Medina –a&b, on cite quelques-uns de ces noms comme « waste pickers » ou « rag pickers » dans les pays anglophones, « Zebbaleen » au Caire, « pepenadores » à Mexico (avec « cartoneros », « buscabotes » et « traperos » respectivement pour les récupérateurs de carton, de cannettes en aluminium et des textiles. En Colombie, le nom de « basuriegos » est donné au récupérateur en général et « chatarreros » et « frasqueros » pour ceux qui collectent exclusivement les métaux et les bouteilles en verre respectivement.

L'émergence de cette activité est une réponse pertinente à l'insuffisance du service public et, par conséquent, aux attentes des populations. C'est une activité en pleine expansion dans les grands centres urbains à cause de ses retombées économiques (création d'emplois et de ressources, production de matières premières secondaires pour l'artisanat, l'agriculture et l'industrie, impact sur les coûts globaux de gestion de la filière). C'est ainsi qu'il n'est pas rare que ce secteur puisse se formaliser avec le temps, vu les bénéfices qu'il génère et l'intérêt croissant dont il est l'objet en vu de l'intégrer en tant que composante essentielle de la gestion des flux.

On distingue différentes formes de valorisation des matières. Selon les conditions économiques, sociales et culturelles, ces formes sont : le réemploi comme la réutilisation des bouteilles en verre, des emballages, etc. ; le recyclage qui permet d'obtenir de nouveaux produits en intégrant ces matières « premières secondaires » dans un nouveau cycle de production.

La première forme est largement pratiquée partout dans le monde et de manière particulièrement remarquée dans les pays de l'Est et dans les PED (Medina, 2000), alors que la deuxième forme est plutôt rencontrée dans les PI car elle implique un tri au préalable à la source ce qui est encore très rare dans la plus grande partie du monde en développement.

Les récupérateurs opèrent tout le long du circuit des déchets (ménages, ST, transport, décharge) en groupe sous forme de coopérative, d'association, d'ONG ou individuellement.

Les produits qu'ils collectent sont vendus aux industries de recyclage qui définissent elles-mêmes le prix (Report Kenya, 2001) ou à d'autres intéressés (artisans, ONG, etc.) pour la fabrication de nouveaux produits ou la confection d'articles en plastiques ou en papier. D'après Achankeng (2003), l'ONG «Centre International de Promotion de la Récupération» (CIPRE), créée en 1996, collecte 10 tonnes de déchets plastiques et en recycle 80 % à Yaoundé au Cameroun. Elle emploie 10 agents de collecte dans ses 50 sites. Elle contribue ainsi à la valorisation de 1 % de la masse des déchets générée dans la ville et joue un rôle important dans la sensibilisation.

La contribution de ces acteurs peut être optimisée avec la création d'un cadre légal et formalisé leur garantissant de vendre leur produit au *prix du marché* sans être exploités par les autres groupes de la filière (industries, ONG, artisans, etc.) (Medina, 2000). La sensibilisation et la formation joueraient un rôle non négligeable dans ce sens.

Pour donner une idée de cette contribution éventuelle, le graphique 5 suivant compare les différentes stratégies de gestion des déchets suivies dans les pays développés en Europe, au Canada, au Etats-Unis d'Amérique et au Japon et le potentiel recyclable dans deux villes des PED. Sachant, d'une part, qu'on dispose de très peu d'informations sur les quantités valorisées, incinérées et stockées dans ces derniers pays, et, d'autre part, que la matière organique est la fraction valorisable dominante dans la majorité des pays, on a choisi les villes de Nouakchott en Mauritanie (Mau) dont les déchets sont très pauvres en fermentescibles (4,8 %) et donc très peu de valorisables (36 %) et Mexicali au Mexique (Mex) avec 71 % de valorisables. La valeur moyenne (Moy) dans le graphique représente la moyenne des 15 PI.

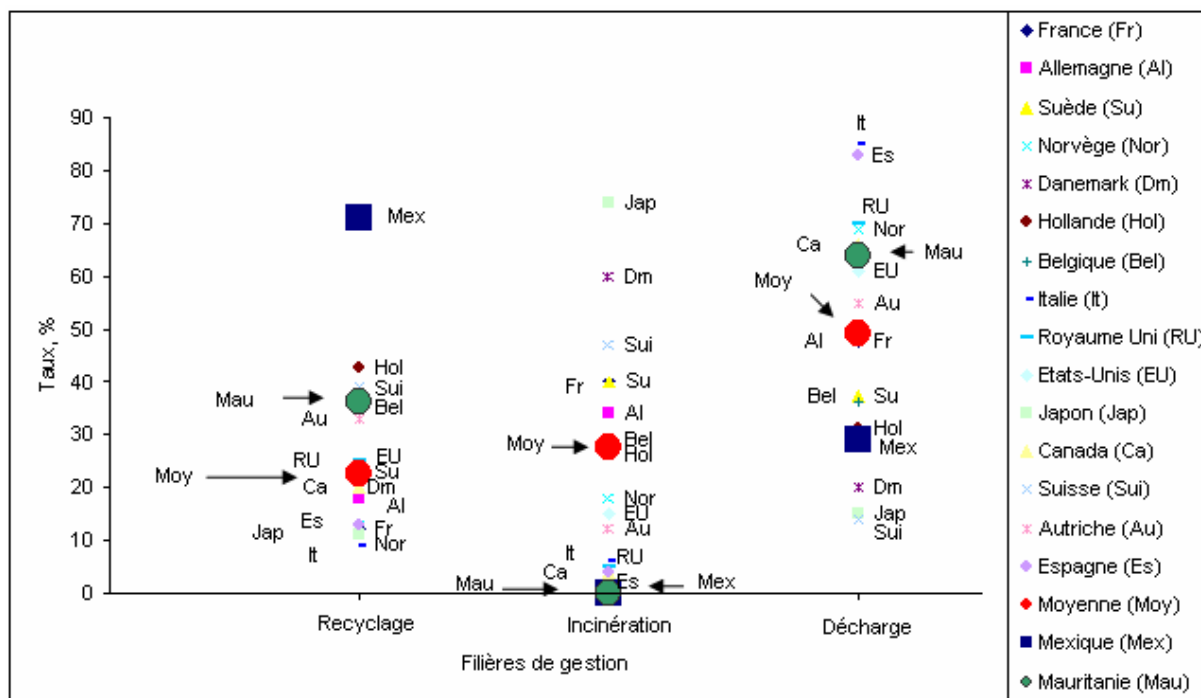


Figure 5 : Comparaison des politiques nationales des déchets dans certains pays (1997) ; (Source Kaibouchi, 2004 ; Aloueimine et al.-b ; 2005 et Ojeda-Benitez et al., 2003).

L'analyse de ces résultats permet de remarquer que, vu les quantités destinées à l'incinération ou à la décharge, le recyclage en moyenne dans les PI reste une activité relativement marginale avec un taux maximum observé en Hollande (43 %) et un minimum en Italie (9 %) qui a opté plutôt pour la décharge (83 %) comme l'Espagne (85 %). Les options de l'incinération et du recyclage choisies par le Japon et le Danemark peuvent être expliquées par le souci de ces pays d'économiser les espaces à cause de leur faible superficie (Kaibouchi, 2004).

Le taux du potentiel recyclable évacué actuellement à Mexicali est très élevé (71 %) (Ojeda-Benitez et al., (2003) grâce aux fermentescibles (46 %), comme dans la plupart des PED (Achankeng, 2003). Le faible taux de cette fraction de déchets à Nouakchott s'explique par la valorisation de 93 % des fermentescibles générés quotidiennement comme aliment de bétail, soit 0,14 kg/hab/j (Aloueimine et al., 2005). Ainsi, le graphique montre qu'avec une politique de recyclage efficace dans les PED, les quantités de déchets destinées au traitement seraient réduites considérablement.

II.4.2.2. Les enjeux sanitaires des déchets

Dans les PED, le manque d'infrastructures de gestion des déchets et plus globalement le manque de politique et de stratégie adaptées provoque une anarchie dans tout le circuit des déchets (pré collecte, collecte secondaire, transport, etc.). Il résulte de cette situation la présence de dépôts sauvages un peu partout dans les villes (ST) ou hors des villes (décharges). Ceci représente un milieu favorable, d'une part à la multiplication des vecteurs de transmission tels que les arthropodes (mouches, moustiques) et les rongeurs (qui peuvent être porteurs de typhus, leptospirose, salmonellose, trichinose, histoplasmosse et tularémie) (Hebette, 1996) et, d'autre part, à la prolifération de germes responsables des maladies et infections de tout genre.

Dans bien des cas, les vecteurs directs de ces maladies peuvent être les enfants qui jouent au milieu des ordures, ainsi que les récupérateurs et les manutentionnaires professionnels de déchets qui manipulent les déchets sans aucune protection en méconnaissance totale des dangers qu'ils représentent pour leur santé.

Cette catégories de personnes sont souvent des gens pauvres et vulnérables et qui n'ont comme moyen de subsistance que les revenus générés de la vente des matériaux récupérés dans ces décharges ou sur le circuit de transport des déchets (Medina, 1997 ; Bellamy, 1997 ; Medina, 2000 ; Ngnikam, 2002 et Buenrostro et Bocco, 2003). Medina 1997 rapporte que plus de 2 % des populations des villes d'Asie et d'Amérique Latine et dans les PED en général vivent de cette activité de récupération des déchets.

Les études réalisées par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) montrent que les deux tiers environ des habitants des pays en développement sont exposés à des risques importants pour la santé, notamment à cause du manque de systèmes d'évacuation des excréta humains et des ordures ménagères. Cette situation ne s'améliore pas contrairement à l'alimentation en eau potable (voir figure 6 et figure 7) (Rapport OMS, 1997). Sachant que le milliard de personnes les plus pauvres de la planète ont sept fois plus de chance de mourir de maladies infectieuses et de problèmes de santé maternelle et périnatale – dont la plupart sont directement liés à des conditions d'hygiène insuffisantes – que le milliard de personnes les moins pauvres de la planète, l'évaluation de la situation mondiale en matière d'assainissement et d'approvisionnement en eau potable montre une aggravation de la situation sanitaire alarmante et inexplicable (comparée aux progrès observés dans le domaine de l'approvisionnement en eau potable (AEP) ces dernières années) (Rapport OMS, 1997).

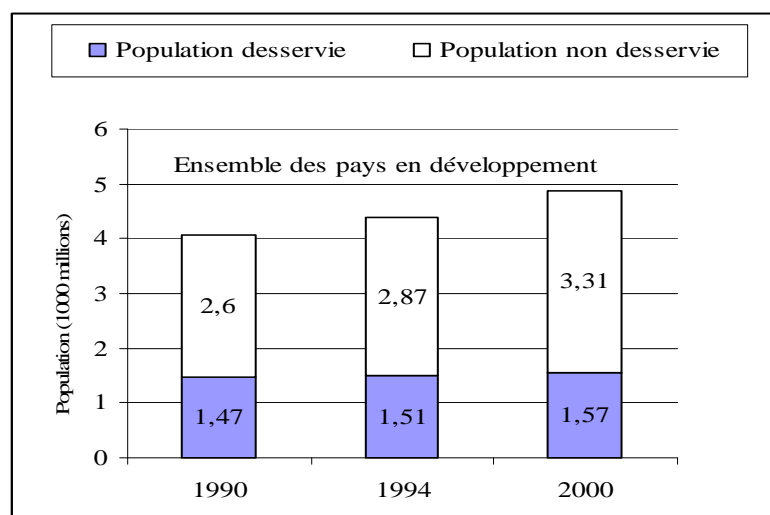


Figure 6 : Situation de l'assainissement dans les PED (source OMS)

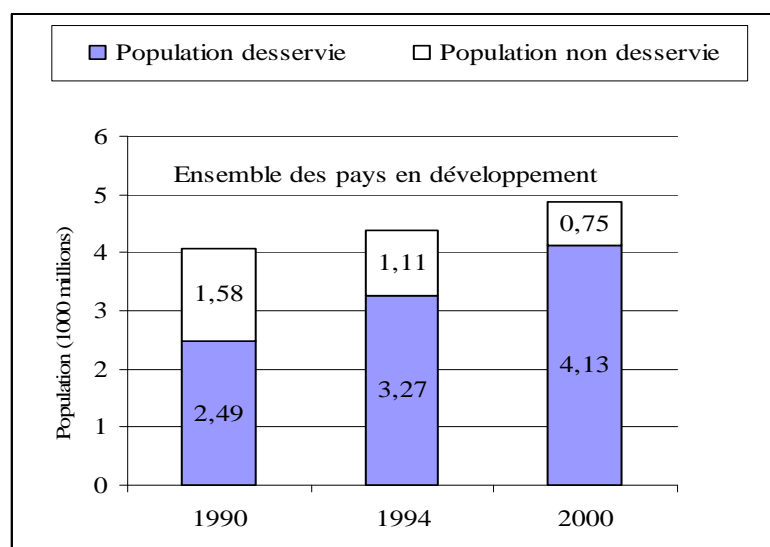


Figure 7 : Situation de l'approvisionnement en eau dans les PED (Source OMS)

Le rapport direct entre la forte prévalence de nombreuses maladies et la précarité des conditions d'hygiène et d'assainissement est une réalité avérée. Ainsi, il ressort du rapport du Directeur général de l'OMS, sur la stratégie d'assainissement pour les communautés à haut risque, que l'investissement dans le domaine de l'assainissement induit une chute radicale des taux de mortalité infantile (0 à 1 an) et infanto juvénile (0 à 5 ans). Dans les pays où ces investissements ont eu lieu, les résultats sur l'amélioration de la santé des populations ont été évidents, alors que dans les pays où cette décision n'a pas été prise les gens continuent à souffrir. Le tableau 4 montre, en effet, que la mortalité infanto juvénile (0 à 5 ans) est

inversement proportionnelle au taux d'accès à un assainissement approprié dans ces sept pays. (Rapport OMS, 1997 ; Politique Nationale, 2004 et UNDAF, 2005).

Tableau 4 : Rapport de la mortalité infanto juvénile (0 à 5 ans) et l'accès à un assainissement approprié dans six pays (1994 et 1995).

Pays	Couverture en assainissement (1994) %	Mortalité infanto juvénile (0-5 ans) pour 1000 naissances (1995)
Suède	100	6
Philippines	75	48
Chili	71	17
Mauritanie	53	123
Ghana	42	113
Guinée-Bissau	20	207
Afghanistan	8	251

D'autres études se sont intéressées à l'impact sanitaire des déchets sur les personnes en contact direct avec ces rejets. Même si le niveau de vie de certains récupérateurs s'est amélioré à Katmandu au Népal, la prévalence de certaines maladies liées principalement à l'hygiène reste alarmante (Cointreau-Levine, 1997). Ainsi, l'enquête, menée auprès de ces récupérateurs, a révélé une augmentation de certaines maladies par rapport à leur état avant la pratique de ce travail, comme le montre la figure 8 ci-dessous. Il en ressort une augmentation nette pour toutes les maladies. La recrudescence de certaines d'entre elles a fait que le taux d'infection s'est vu multiplier par 4. Les maux de tête chez ces populations ont été multipliés par 7.

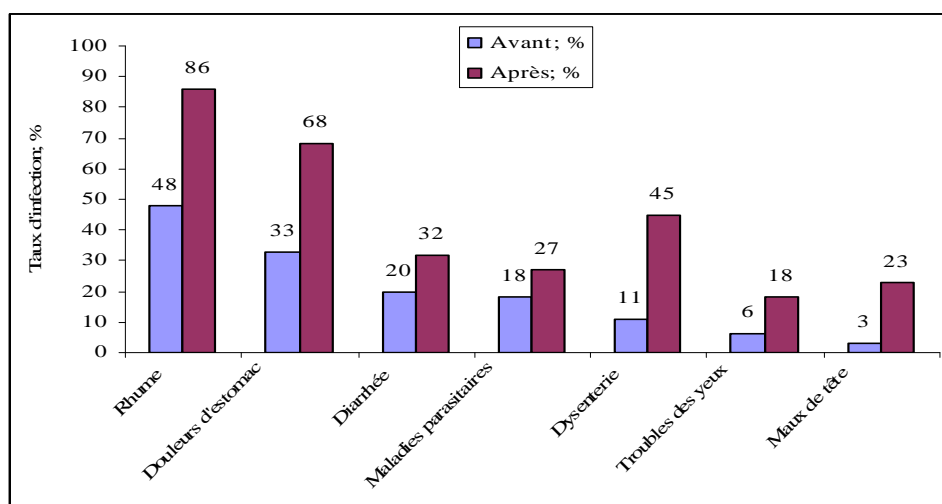


Figure 8: Evolution des maladies chez les récupérateurs à Katmandu (Source : Cointreau-Levine, 1997)

D'autres enquêtes, décrites par ce même auteur, confirment cette tendance et mettent en évidence le lien direct entre des maladies observées et l'activité des collecteurs/recycleurs de déchets. Elles ont été conduites dans plusieurs pays :

➤ Philippines

Un échantillon de 194 enfants, âgés de moins de 16 ans, sur un total de 974 travaillant sur la plus grande décharge de Metro Manilla a fait l'objet d'un examen clinique. Les résultats ont montré que 30 % des enfants avaient des maladies dermatologiques (y compris l'hypopigmentation, les infections furonculeuses, etc.), environ 23 % avaient des toux chroniques, 18 % le flegme, 25 % respirent péniblement, 19 % ont des insuffisances respiratoires (ou suffocations) et 3 % avaient la tuberculose pulmonaire. Ces résultats étaient comparables à ceux obtenus 10 ans plus tôt dans la même décharge chez des enfants et des adultes (40 % de maladies de la peau et 70 % avec des

➤ Ghana

Cette étude réalisée à Accra a comparé les données sanitaires de « Accra Municipal Solid Waste Department » pour l'année 1994 relatives aux personnes travaillant dans les déchets à celles des travailleurs dans une société de bâtiment. Cette étude a montré - entre autre - un nombre élevé de jours de maladie (47 % chez les récupérateurs contre 33 % chez les travailleurs de la société) et une mortalité largement supérieure (3,6 % chez les uns contre seulement 0,6 % chez les autres). Cointreau-Levine (1997) remarque que le faible niveau de vie et l'âge avancé du groupe des collecteurs/recycleurs peut expliquer partiellement cette différence mais pas entièrement.

➤ Inde

Plusieurs études ont été réalisées en Inde à New Delhi, Bangalore, Manohar et Bombay. A titre d'exemple, dans cette dernière ville 95 collecteurs/recycleurs, travaillant dans la décharge de la ville ont fait l'objet d'un examen. Les résultats ont montré que sur cette population :

- 80 % avaient des problèmes des yeux

- 73 % avaient des maladies respiratoires
- 51 % avaient des maladies gastro-intestinales
- 40 % souffraient d'infections dermatologiques ou allergiques
- 22 % avaient des maladies orthopédiques
- 90 % avaient une diminution de l'acuité visuelle
- 27 % avaient des lésions de la peau dont 30 % étaient liés à leur activité.

Un autre aspect des enjeux de l'activité des récupérateurs des déchets est relatif à la perception parfois négative au regard de la société. Le cas le plus tragique, selon Buenrostro et Bocco, (2003), est survenu en Colombie suite à une campagne dite de purification sociale « Social cleansing » conduite par quelques groupes paramilitaires en 1992 où 40 récupérateurs ont été tués, leurs organes vendus pour transplantation et le reste de leur corps vendu à l'Université « Universidad Libre de Barranquilla » pour pratiquer la dissection. Medina, (2000) rapporte qu'à la fin 1994, déjà environ 2000 « *disposable* » (en anglais), ce qui veut dire « jetable » ont été tués dans ces campagnes de *social cleansing*.

II.4.3. Conclusion

Le suivi de l'évolution de la génération de déchets en fonction du développement et le changement des habitudes et coutumes des sociétés est indispensable pour une bonne gestion des flux. Pour cela, il est nécessaire d'avoir une méthode de caractérisation des déchets adaptée et à faible coût, permettant de suivre l'évolution de ces flux. Ce suivi est d'autant plus important dans les PED où le secteur informel est presque le seul acteur qui contribue dans la réduction des flux grâce à la récupération et la valorisation de certaines fractions de déchets. Ainsi, la valorisation à Nouakchott de la fraction organique des déchets comme aliment de bétail, pratique courante dans les PED (Johannessen et al., 2000, Hoornweg et al., 2000, Sané, 2002, Sancho et al., 2004 ; Mbuligwe et al., 2004 ; Aloueimine et al., 2005-a & b ; Garcia et al., 2005 et Cointreau-Levine, 1997), est étroitement liée à l'élevage du bétail au niveau des ménages. Cependant, cette pratique est devenue très marginale dans le quartier de haut standing et risque de disparaître d'ici peu. Par conséquent, des campagnes de caractérisation des déchets doivent s'organiser de temps en temps pour réactualiser les données disponibles et pour adapter les filières de gestion. Même si la motivation de la valorisation dans les PED est

plutôt d'ordre économique, elle contribue sensiblement à la réduction des flux destinés à la décharge et à la lutte contre la pauvreté grâce aux emplois qu'elle génère. Toutefois, cette activité reste marginale et anarchique. Pour optimiser sa contribution dans la gestion globale des déchets, il serait utile de réaliser des études comparatives des pratiques (acteurs, modes d'intervention, perceptions, motivations et comportements), conduites selon une approche socio-anthropologique. Ceci permettrait de mettre en évidence d'éventuels obstacles au développement de la valorisation dans les PED d'ordre socio-culturel (ethnique, religion, comportement des populations vis-à-vis des récupérateurs et vice versa) (Anonyme-2).

III. Traitement des déchets

III.1. Techniques utilisées

Le but de toute gestion saine des déchets est la préservation de la santé des populations et de l'environnement dans lequel elles vivent ; il est nécessaire de minimiser la quantité de refus et de faire en sorte que les rejets soient inoffensifs pour le milieu naturel. La caractérisation des déchets permet justement d'évaluer, au préalable, leur potentiel risque pour ce milieu et de choisir le mode de traitement optimal pour ces refus.

Il existe aujourd'hui plusieurs modes de gestion des déchets utilisés en fonction de ces enjeux sanitaires, environnementaux mais aussi et économiques. Toutefois, le coût d'investissement dans certaines approches technologiques respectueuses de l'environnement reste un vrai problème dans les PED. Mais malgré cette contrainte, ces pays doivent désormais répondre aux exigences des populations locales mais aussi à d'autres exigences toujours plus strictes et contraignantes auxquelles ils ont souscrit. Il s'agit notamment des protocoles et conventions internationaux (Protocole de Kyoto, Conventions de Bale, de Stockholm, de Montréal, etc.) visant à préserver la santé et l'environnement. C'est pour le respect de ces objectifs qu'on assiste ces dernières années à de multiples tentatives et expériences de gestion des déchets, de par le monde, pour trouver des solutions optimales et adaptées au contexte donné.

Jusqu'à la fin des années 1980 la gestion des déchets urbains relevait entièrement du service public partout dans le monde. Ce service étant payant, les habitants sont devenus des utilisateurs réguliers abandonnant ainsi leurs pratiques de tri et de récupération (Ta, 1998). Dix ans plus tard, l'évolution des modes de vie et de fabrication des produits a induit une croissance rapide de génération des déchets et parallèlement le refus des populations de

l'installation de nouvelles UTOM. Ainsi, de nouvelles approches dans la gestion intégrée des déchets sont alors apparues. Ta (1998) estime que ces approches doivent mettre en avant deux objectifs fondamentaux qui sont:

- la *réduction des flux* par la valorisation : cet objectif vise l'optimisation de choix des techniques et s'appuie sur le constat que le compostage qui est un excellent moyen de recyclage de la MO. C'est le procédé qui permet la plus grande valorisation des OM (30 à 50 %) (PNUE, 2001) : il peut même atteindre 84 % (Ngnikam et al., 1997) voire même 95 % dans certains pays comme les Comores (Abbase, 1996), en fonction de la composition des déchets. La récupération de matériaux recyclables réduit la quantité de déchets à traiter de 20 à 25 % .
- la *protection de l'environnement* par le recours aux technologies propres et par l'optimisation de l'élimination des déchets ; les décharges sont réservées aux « résidus ultimes » et doivent être aménagées pour être de véritables centres contrôlés d'enfouissement (contrôle des rejets : lixiviat, biogaz, etc...).

Les techniques de traitement étant diverses, la littérature identifie les cinq filières suivantes comme étant les plus utilisées dans le monde en fonction de la nature du déchet (Cours EMSE et Crowe et al. 2002). La mise en décharge, le compostage, l'incinération, la valorisation matière, autres (pyrolyse, méthanisation, ...)

III.1.1. L'enfouissement technique

Le recours à l'élimination ne doit être envisageable que dans le cas où aucune autre alternative ne peut être appliquée. La mise en décharge devient donc l'étape ultime et inévitable dans la chaîne de traitement et de gestion intégrée des déchets.

Il est donc clair qu'aucune de ces alternatives ne peut résoudre à elle seule le problème de gestion et de traitement des déchets. Mais chaque maillon de la chaîne de traitement doit viser la réduction maximale des flux destinés au maillon suivant. Ainsi, au stade final les quantités à enfouir dans la décharge seront minimales. Ceci peut être réalisé grâce notamment à la mise en place de systèmes appropriés de :

- Collecte sélective permettant de créer des catégories de déchets plus homogènes ;
- Traitement spécifique de chaque catégorie ou fraction de déchets.

Pendant très longtemps, le moyen le plus simple et le plus économique d'élimination des déchets fut leur mise en décharge sauvage ou non contrôlée. Ces décharges n'étaient pas suivies ni contrôlées et ne disposaient pas d'infrastructures garantissant la maîtrise des émissions liquides (lixiviats) et gazeuses (biogaz). Ces installations accueillait les déchets indépendamment de leur nature. Ainsi, l'évolution de la législation dans certains pays notamment en Europe et le progrès technique en matière de gestion des déchets ont permis l'amélioration de la sécurité des installations de stockage : les décharges se sont transformées en Centres de Stockage des Déchets (CSD) (Gachet, 2005).

Dans les PI ce type d'ouvrage est soumis à une réglementation (celles des « installations classées ») et à des normes rigoureuses. Par contre, cette législation fait défaut dans les PED, ce qui peut expliquer en grande partie le retard particulièrement préoccupant en matière de gestion durable des déchets dans ces pays en particulier en ce qui concerne le choix de technologie où la prolifération de décharges sauvages est devenue une réelle menace pour la santé des populations et l'environnement. Ceci incite, dans cette partie de ce travail, à faire ressortir certaines particularités de ces ouvrages et les analyser afin de dégager les points saillants susceptibles d'avoir une adaptation éventuelle dans le contexte des PED.

Pour mettre en place un CSD en France, Gachet (2005) cite les principales étapes à considérer qui doivent être aussi valables dans les conditions des PED une fois l'option de CSD est retenue par la collectivité. On en cite ici les principaux points. Il s'agit de :

➤ *Choix du site et conception*

L'installation doit être située au moins à 200 m de toute zone d'habitation ou lieu susceptible d'accueillir du public et être conforme au plan d'occupation des sols. Les caractéristiques du sol et du sous-sol doivent répondre à une faible perméabilité (pour assurer la prévention de la pollution des sols et des eaux souterraines par le lixiviat) et à l'aptitude de garantir la stabilité des casiers. D'autres aspects doivent être pris en considération tels que la protection des ressources en eau, le patrimoine, l'inondation, les avalanches, etc.

➤ *Exploitation et suivi du site*

Le suivi des paramètres quantitatifs et qualitatifs relatifs aux flux entrants (déchets, eaux de pluie, etc.) et sortants (lixiviat, biogaz, etc.) permet d'avoir suffisamment

d'informations pour une gestion efficiente et durable du site. La surveillance doit s'effectuer sur les zones de stockage des déchets (alvéoles d'enfouissement) mais aussi sur les zones de stockage temporaire des déchets avant enfouissement. En plus, cette surveillance doit cibler d'autres lieux sensibles de l'ouvrage (stockage temporaire et traitement du lixiviat, dispositifs de traitement ou de valorisation du biogaz).

Les règles générales d'exploitation sont :

- il ne peut être exploité qu'un casier ou une alvéole par catégorie de déchet ;
- les déchets sont déposés en couches successives et compactés sur site ;
- les déchets sont recouverts régulièrement de matériaux inertes pour limiter les infiltrations et empêcher les nuisances (envols de déchets, émanations de gaz, etc.).

➤ *Fermeture des alvéoles*

Dès qu'un casier est rempli, une couverture finale de protection est mise sur les déchets. Ceci permet de réduire les volumes du lixiviat, de faciliter la gestion post-exploitation, de mieux contrôler la migration du biogaz mais surtout d'isoler le massif de déchets de l'environnement extérieur et de limiter ainsi les entrées d'eau.

➤ *Suivi post-exploitation*

La production du lixiviat et du biogaz se poursuit très longtemps après la fermeture du site. Une période de suivi est donc prévue par la réglementation qui durera aussi longtemps que la décharge est susceptible de représenter un danger pour l'environnement. Cette période varie selon les pays : elle est de 30 ans au Etats-Unis et en France (Gachet, 2005 et Pacey et al. 1999). Durant cette période l'exploitant reste responsable de la gestion de la décharge et assure sa surveillance, son contrôle, son entretien, l'analyse des lixiviats, du biogaz ainsi que la qualité de l'eau souterraine et de ruissellement pour s'assurer de la pérennité du système (Gachet, 2005). La fréquence des analyses physico-chimiques et bactériologiques est moindre par rapport à la période d'exploitation.

➤ *Réhabilitation du site*

L'objectif de cette opération est d'intégrer le site dans son environnement paysager et de minimiser les risques d'érosion. Cette réhabilitation se fait par la replantation d'arbres ou d'autres végétations. Pour cela les conditions pédologiques optimales doivent être fournies et une sélection des plants adaptés aux conditions du milieu doit être opérée.

* **Les CSD, comme une « tombe sèche » (*dry tomb*)**

Ce sont des sites confinés permettant de réduire l'activité biologique en empêchant la création de conditions favorables à la croissance de ces microorganismes (Gachet, 2005 ; Johannessen et Boyer, 1999 ; Anonyme, 2004-b, Anonyme, 2000 ; et Repa, 2003) :

- ✓ minimisation des quantités d'eau entrant en contact avec la masse de déchets en couvrant le gisement ;
- ✓ augmentation de la masse volumique des déchets par compactage.

En effet, la génération du biogaz est fonction de l'humidité dans le massif de déchets. Lee et Jones-Lee, (2004) indiquent que la production de cet effluent, ralentit très fortement et tend à s'arrêter pour une humidité inférieure à 20 % comme le montre la figure 9 :

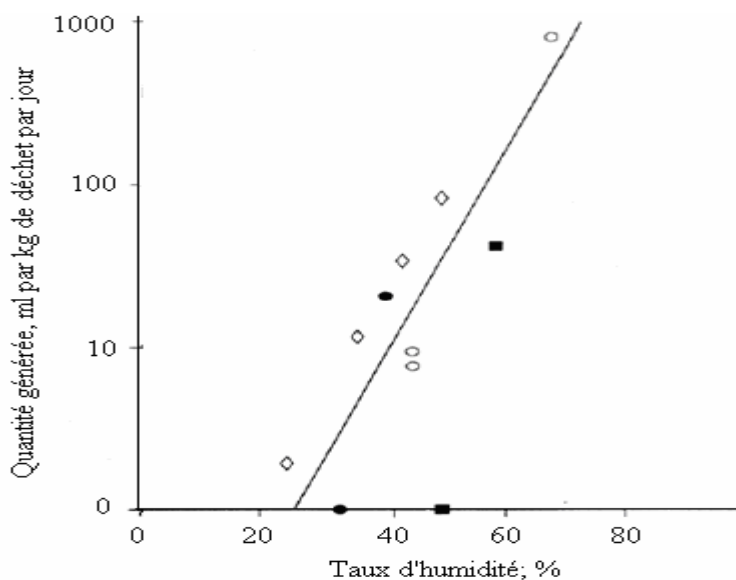


Figure 9 : Impact de l'humidité sur la formation du biogaz (d'après Lee et Jones-Lee, 2000 et 2004)

La diminution du taux d'humidité et l'assèchement de la masse de déchets entraînera la diminution progressive des quantités générées de lixiviat et du biogaz. Les déchets peuvent demeurer intacts très longtemps. En fonction de l'étanchéité de la couverture et des barrières de protection contre les ruissellements d'eau éventuels, le site peut « *hiberner* », c'est-à-dire vivre au ralenti de 30 à 200 ans (Warith et al. 2005 et Gachet, 2005). En effet, l'activité de ces sites tend vers la stabilisation ou plutôt la *biostabilisation*. Étant donné que l'étanchéité n'est pas toujours garantie à long terme, un accident peut survenir et permettre l'infiltration de l'eau dans le massif ; une reprise des activités biologiques du site peut engendrer une pollution de l'environnement par les effluents de lixiviat et du biogaz.

En France, l'élimination des déchets dans les CSD reste aujourd'hui le mode prédominant avec 40 % des déchets en 1998 selon l'ADEME (François, 2004). Selon l'ADEME (2000-a), 50 % des ordures ménagères ont été stockés dans des CSD ou dans des Centres d'Enfouissement Techniques (CET) en 1998. Toutefois il est important de signaler, comme le rapporte François (2004), que sur les 12500 décharges en France en 1996 plus du tiers sont des « décharges brutes » qui ne respectaient pas l'ensemble des prescriptions en vigueur dans le pays et ont été en grande partie fermées depuis.

L'enfouissement traditionnel a été conçu pour absorber les quantités croissantes des déchets générés chaque année et parer aux insuffisances des décharges. Il s'agit de disposer les déchets par couches successives et de les couvrir après les avoir compactées pour empêcher les nuisances telles que les odeurs nauséabondes générées par la décomposition des déchets ensevelis, les animaux (vermines et oiseaux), l'envol des matériaux légers (films plastiques, papier, etc.). Dans un enfouissement traditionnel le taux d'humidité le plus souvent rencontré varie de 15 à 25 % (Markarian et Ménard, (2003). La décomposition de la fraction organique des DUS ne sera pas suffisamment rapide, comparée au bioréacteur où l'humidité varie entre 34 et 65 % (Repa, 2003).

En fin d'exploitation, les casiers reçoivent une couverture destinée à les isoler des eaux de pluie et à contenir les fuites de biogaz. Ce dernier est capté par un réseau de puits en dépression, brûlé dans une torchère ou valorisé dans certains cas (Cours EMSE).

Le recours à cette technologie n'est pas sans risques sur la santé et l'environnement : pollution des nappes phréatiques souterraines et des sols récepteurs, émissions atmosphériques (Markarian et Ménard, 2003 ; Gagné, 2004 ; Lagier, 2000). Cette pollution

peut provenir de deux sources, le lixiviat et le biogaz, qui demande chacun un traitement spécifique.

*** Le CSD comme un bio-réacteur**

Aux Etats-Unis et au Canada, l'enfouissement est le mode de gestion des matières résiduelles le plus répandu (Gagné, 2004 et Miller et al., 1996). Il joue et continuera à jouer un rôle significatif dans la gestion des DUS dans l'avenir aux Etats-Unis (Price et al., 2003). Selon le même auteur, environ 55 % des DUS produits dans ce pays ont été gérés par enfouissement en 2000. Cet engouement pour ce mode de gestion se développe rapidement aujourd'hui vers les bioréacteurs pour favoriser l'accélération de la décomposition des déchets (mehta et al., 2002 ; Pohland et Kim, 2000 ; Pacey et al., 1999 et ADEME, 2005). Ceci nécessite naturellement que certaines conditions soient réunies (humidité, composition du déchet, disponibilité de l'oxygène, température, microflore et taux de compaction) (Johannessen, 1999).

L'entrée en fonction, à titre expérimental en Europe et aux Etats-Unis à la fin des années 1990 du bioréacteur ou biodigesteur qui se distingue du casier de stockage classique par la recirculation de lixiviat (ou d'eau) dans le massif de déchet, a donné de nouvelles pistes de recherche avec l'espoir d'atténuer l'impact des résidus des CSD sur la santé et l'environnement. De nombreux travaux ont montré en effet que la vitesse de biodégradation est étroitement liée à la teneur en eau des déchets, avec un seuil minimum voisin de 15 à 30 % (masse d'eau rapportée à la masse de déchet solide) au-dessous duquel la fermentation semble bloquée. Cette accélération de dégradation contribue considérablement à la réduction des risques à long terme pour l'environnement. Miller et al. (1996) ont étudié la recirculation du lixiviat dans un bioréacteur et ont obtenu qu'une stabilisation peut avoir lieu cinq ans après que les déchets aient été placés. En outre, la recirculation permet une meilleure répartition des populations microbiologiques, enzymes, nutriments et enlève en partie les produits de fermentation qui inhibent la dégradation qui conditionnent le déroulement normal des réactions biochimiques dans le déchet (ADEME, 2005 et Markarian et Ménard, 2003).

Sous des conditions anaérobies, le méthane et le dioxyde de carbone sont les premiers gaz générés par la dégradation des déchets. Leur suivi permet d'évaluer l'état de dégradation des déchets et par conséquent, de bien gérer le site. Cependant, si les conditions ne sont pas

contrôlées, il est difficile voire impossible de prédire le niveau de biodégradation ou le temps qu'elle prendra.

Naturellement, l'option de décharge pour gérer les DUS est souvent l'unique alternative pour les PED à cause des contraintes financières, techniques et technologiques. Dans ces pays la gestion des déchets municipaux est du ressort du service public qui est très rudimentaire et reflète la méconnaissance des quantités et types de déchets collectés, les quantités récupérées et recyclées. Ceci implique l'inadéquation des solutions choisies des modes de traitement et l'incohérence des programmes en général et de réutilisation et de recyclage de ces rejets en particulier (Buenrostro et Bocco, 2003). D'autre part, le transfert de technologie occidentale - comme solution miracle à ces problèmes - sans tenir compte des spécificités de ces pays et sans études sérieuses de faisabilité au préalable, coûte une fortune à ces Etats (CIEDE, 1999).

III.1.1.1. Le lixiviat

Le lixiviat est le « jus de décharge » des déchets, c'est-à-dire l'eau qui a percolé à travers les déchets en se chargeant mécaniquement, bactériologiquement mais surtout chimiquement en substances minérales et organiques (Navarro, 1988 ; Matejka, 1995 et Callace, 2001). Cette pollution qui peut continuer 30 – 50 ans après la clôture du site (voire même perdurer toute la vie de celui-ci, est essentiellement de type organique, azoté et environnemental (odeur). Les traitements des lixiviats sont physico-chimiques ou biologiques. Les techniques de traitement de ces effluents varient en fonction de la nature et de la composition du lixiviat. François (2004) rapporte que le traitement biologique doit être choisi pour un « jus » jeune chargé en MO alors qu'un traitement physico-chimique sera plus efficace pour un vieux lixiviat avec une charge organique faible et réfractaire. Selon le même auteur, en France, en 2000, près de 50 % des lixiviats avaient été traités dans les stations d'épuration urbaines (STEP) sans avoir subi de traitement préalable.

La composition du lixiviat est fortement liée aux mécanismes physico-chimiques et biologiques se déroulant dans la décharge. Elle varie beaucoup d'une décharge à une autre comme le montre le tableau 5. Au cours de ce processus de la dégradation des déchets, Markarian et Ménard, (2003) font ressortir quatre phases physico-chimiques correspondant à l'activité de différents microorganismes spécifiques (hydrolyse, acidogénèse, acétogénèse et méthanogénèse). Johannessen (1999) et d'autres auteurs (Lagier, 2000 ; ESTCP, 2002, Kelly,

2002; Gachet, 2005 et Lee et Jones-Lee, 2004) en distinguent cinq dont une est très peu décrite dans la littérature. Il s'agit de la phase de maturation qui correspond à une stabilisation des constituants de la décharge et un ralentissement important dans les réactions chimiques et biologiques dans celle-ci. Ces différentes phases sont décrites avec plus de détail dans l'annexe 1.

La connaissance de la « fin de vie » d'un site est essentielle pour minimiser les coûts du suivi et d'évaluation de ses activités biologiques et chimiques et pour la période post-fermeture. Plusieurs études se sont intéressées à la question. Kelly et al. (2002-a) ont choisi trois paramètres et estimé que leur valeur caractérisant la stabilisation est de 10 – 20 % pour les solides volatiles (SV), 2 – 5 % pour la cellulose et de 10 – 20 (ml/g) pour le potentiel biochimique du méthane ou *Biochemical methane potential* (BMP).

En outre, les principaux paramètres mesurés pour les lixiviats sont la Demande Chimique en Oxygène (DCO), la Demande Biologique en Oxygène (DBO₅), le Carbone Organique Total (COT), la teneur en matière azotée et phosphorée (azote organique, NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, phosphore total, PO₄³⁻), le pH, la conductivité, la concentration en métaux lourds (Fe, Zn, Cu, Cd, Pb, Ni, Hg, Ag), les teneurs en micropolluants organiques (hydrocarbures, phénols, pesticides et solvants), les AGV et les organismes pathogènes (coliformes totaux) (François, 2004). Certains de ces paramètres sont communs à tous les lixiviats quel que soit le stade de dégradation (concentration élevée en chlorure, sodium, potassium et forte alcalinité); tandis que d'autres dépendent de l'évolution de la bioactivité de la décharge et sont généralement très élevés pendant les premières phases (matière organique, azote organique, Ca²⁺, Fe²⁺, Mg²⁺) (Lagier, 2000).

Tableau 5: Composition type de lixiviat donnée dans différentes recherches

Paramètres	Unités	Références			
		Lagier, (2000)	Cours EMSE	François, (2004)	Taylor et Allen
pH	-	4,5 – 9	7,2	7,1 – 8,8	5,4 – 7,2
Conductivité	μS.cm ⁻¹	2500 – 25 000	-	1,4 – 4,5	-
DBO ₅	mg O ₂ . L ⁻¹	20 – 57000	352	4 – 120	100 - 29200
DCO	mg O ₂ . L ⁻¹	149 – 90000	686	30 – 900	1120 – 50500
NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	50 – 1800	220	6 – 430	26 – 557
Ca	mg.L ⁻¹	10 – 7200	-	-	200 - 2100
K	mg.L ⁻¹	50 – 3700	-	-	120 - 780
Na	mg.L ⁻¹	70 – 7700	-	-	-
NO ₃ ⁻	-	-	-	0,5 – 0,6	-
Cl ⁻	mg.L ⁻¹	150 – 4500	0,07	30 – 5000	180 - 2650
SO ₄ ²⁻	mg.L ⁻¹	8- 7750	-	6 – 430	-

PO ₄ ³⁻	-	-	-	0,16 – 54	0,3 – 117
Mn	mg.L ⁻¹	0,3 – 1400	-	-	0,03 – 25,9
Cu	-	-	0,02	0,02 - 0,6	-
Cd	-	-	-	0,004	-
Cr	-	-	0,07	0,05	-
Ni	-	-	0,1	0,07	-
Pb	-	-	0,3	0,01 - 0,1	-
Fe	mg.L ⁻¹	1 – 5	2,1	4- 20	2,1 – 1400
Zn	-	-	0,19	0,4	-
Hg	-	-	-	-	-
As	-	-	-	-	-
Co	-	-	-	-	-

III.1.1.2.Le biogaz

Le biogaz est un mélange de gaz générés à la suite de la décomposition des déchets enfouis, dans des conditions anaérobiques ; le méthane et le gaz carbonique représentent la part essentielle en volume respectivement dans les fourchettes de 30 – 60 et 34 – 46 % d'après François, (2004) et Johannessen, (1999), (voir tableau 6), avec un taux de 50 % comme moyenne pour le méthane souvent citée dans la littérature (Jonannessen, 1999-a et EPA, 2000).

Tableau 6 : Variation de la composition du biogaz issus des DUS dans les décharges

Paramètres	Variations	
	François, (2004)	Johannessen, (1999)
CH ₄	30 – 60 %	30 – 65 %
CO ₂	34 – 46 %	20 – 40 %
N ₂	0 – 3 %	5 – 40 %
H ₂	0 – 5 %	1 – 3 %
O ₂	-	0 – 5 %
Ar	-	0 - 0,4 %
H ₂ S	0 – 40 ppm	0 - 0,01 %
S (total)	< 100 ppm	0 - 0,01 %
Cl (total)	-	0,005 %
Température °C	-	10 – 40
Humidité relative %	-	0 – 100
Masse volumique kg/m ³	-	1,1 – 1,28

Le rejet des ces gaz dans l'atmosphère représente de sérieux risques : explosion, incendie, effet de serre et odeur. Particulièrement le méthane et le gaz carbonique sont les

deux composants du biogaz qui, en gagnant les hautes couches atmosphériques, contribuent substantiellement à l'augmentation de l'effet de serre. En effet, le méthane a un pouvoir d'effet de serre très supérieur au gaz carbonique ⁽¹⁾ mais, à l'inverse, il peut se substituer à de l'énergie fossile, économisant, pour chaque tonne des déchets méthanisés, une émission de 30 à 60 kg de carbone (Prévot, 2000).

Les taux d'émission des GES émanant des déchets varient beaucoup d'un pays à l'autre avec la composition des rejets. D'après Johannessen et Boyer (1999), les émissions dans l'atmosphère du méthane produit par les CSD représenteraient de 2 à 4 % des GES émis globalement et son impact sur le réchauffement global persisterait au-delà d'un siècle. Ainsi, Abdel Warith (2004) estime que les émissions des gaz provenant des déchets sont de 27 % et de 24 à 27 % des émissions totales des GES respectivement au Canada et en Egypte.

III.1.2. Le compostage

Mustin (1987) donne la définition suivante du compostage : *C'est un procédé biologique contrôlé de conversion et de valorisation des substrats organiques (sous produits de la biomasse, déchets organique d'origine biologique ...) en un produit stabilisé, hygiénique, semblable à un terreau, riche en composés humiques : le compost.*

Le compostage est une méthode populaire de transformation de certains déchets provenant des jardins, des cuisines, des parcs et l'entretien de lieux publics ou privés, ainsi que les déchets issus de l'agriculture et des forêts. Au fond, toute MO peut être compostée et le procédé d'élimination bénéficie d'un haut degré d'acceptation par le public « non profane » aussi bien dans les PI que dans ceux en développement selon les enquêtes de Abbase, (1996) et Racine, (2002) respectivement aux Comores et au Canada. Cette technique de valorisation de la MO a été adoptée pour le traitement des déchets dans plusieurs pays (Suède, Suisse, Danemark, Italy, Autriche, Etat Unis d'Amérique) (Alm et al., 2004). Le compostage reste cependant économiquement viable dans ces pays seulement pour une production

⁽¹⁾ **NOTE** : Le pouvoir d'effet de serre du méthane est de 21 fois celui du même poids de gaz carbonique ; comme, à quantité égale de carbone, le gaz carbonique pèse beaucoup plus lourd que le méthane (44 g pour une mole de gaz carbonique contre 16 g pour une mole de méthane), une même masse de carbone sous la forme de méthane a un pouvoir d'effet de serre égal à environ 7,6 fois celui du carbone sous la forme de méthane (car $21 * 16 / 44 = 7,6$). (Prévot, 2000).

minimale de 300 tonnes de compost par jour, selon ce même auteur. Toutefois, le compostage n'est qu'une technologie de conversion de la MO parmi d'autres.

Cette filière de traitement des OM, qui s'est beaucoup développée ces dernières années, est considérée aujourd'hui un mode de gestion complémentaire important dans la valorisation matière et énergétique essentiellement pour la fraction organique de ces déchets. Kabouchi (2004) rapporte que 2,7 millions de tonnes d'OM et déchets assimilés ont été compostées en France en 2000. Le procédé de compostage, qui suppose une perte variant de 30 % (Guibbert, 1998) à 50 % (PNUE, (2001) du poids de départ des matières traitées nécessite de l'eau entre 40 et 60 % du substrat brut (Hafid, 2002). La teneur moyenne en eau du compost produit est de 30%. Par ailleurs, il est important de signaler un aspect très peu abordé dans la littérature relatif au risque de contamination microbiologique des personnes en contact direct avec le compost. En effet, des recherches sur le compostage en Suisse ont révélé de nombreuses niches écologiques avec une « incroyable biodiversité » entre 60 et 80 °C. On trouve différents agents pathogènes, en fonction de l'origine de la MO et de l'état d'exposition du site, tels que les espèces de colibacilles, les salmonelles, en plus des champignons et des virus divers (Focus biosécurité, 1999). Le tableau 3, cité au paragraphe II.3.3. ci-dessus, compare le potentiel pathogène des DUS à celui d'autres déchets.

Remarque : La transformation biologique des matières organiques des déchets dans une décharge commence aussitôt que ceux-ci sont entreposés. Tout d'abord à basses températures (Prévot, 2000), on assiste à la phase de compostage dont le principe est basé sur la biodégradation aérobie. Pendant cette phase, l'activité des bactéries aérobies est importante et est favorisée par l'oxygène encore présent dans le milieu. Avec le temps, la consommation totale de l'oxygène risque d'entraîner le système vers la méthanisation. En effet, l'absence d'aération (oxygène) entraîne la mort des microorganismes aérobis et l'apparition d'autres espèces bactériennes anaérobies qui achèvent la biodégradation en produisant du méthane ou phase de méthanisation. En outre, et comme déjà signalé plus haut, le compostage libère dans l'atmosphère sous forme de gaz carbonique une partie du carbone organique ; la méthanisation s'opère en milieu fermé et transforme une partie du carbone en méthane et en gaz carbonique (*biogaz*).

A l'issue de ces transformations de la matières organique, on obtient un produit appelé *compost* qui peut servir, tel quel ou en mélange avec d'autres produits, d'amendement organique ou de support de végétation. Cependant, l'avenir de cette technique dépend de

l'intérêt et de l'usage qui sera fait du produit. En dehors de son impact positif pour la gestion des déchets, ce compost peut jouer un rôle très important en complément voire en concurrence avec les produits fertilisants habituellement utilisés (eaux usées brutes, fumier, bouses, etc.) en agriculture urbaine.

Néanmoins, la qualité finale du compost doit répondre à certaines exigences de qualité normalisées dans les pays industrialisés distinguant ainsi plusieurs catégories en fonction de sa maturité, sa stabilité, sa teneur en métaux lourds, en inertes, etc. (Charnay, 2005). La qualité initiale des déchets est déterminante dans leur aptitude au compostage, et dans la qualité finale du compost et dans sa valeur agronomique. Le paramètre le plus utilisé pour évaluer l'aptitude des déchets à être compostés est le rapport C/N. Sa valeur optimale à respecter varie d'un auteur à un autre. Au terme du compostage, le rapport C/N < 12 indique la maturité du compost (Charnay, 2005 et Cours EMSE). Le tableau suivant donne certaines valeurs de ce rapport recommandées par certains auteurs pour juger de l'aptitude des déchets au compostage.

Tableau 7 : Rapport C/N recommandé pour le compostage des déchets

Rapport C/N	Humidité (%)	Références
20 – 35	50 – 65	Mohee (2005)
20 – 30	-	Mbulingwe et Kassenga (2004)
20 – 25	-	Hoorweg et al. (2000)
15 – 35	-	Cours EMSE
15 – 20	-	Iyengar Srinath et Bhave Prashant (2005)
< 30	40 – 50	MBT (2003)

Considérant le compostage comme composante d'une gestion intégrée des déchets, la majorité des pays industrialisés ont mis en place des normes de qualité du compost. Ces normes ont été élaborées après des années d'études. Dans les PED, la réglementation en matière de normes pour le compost est rare voire inexistante. On se réfère souvent aux autres normes de l'OMS de la FAO ou de l'UE, comme pour les autres produits (eau de boisson, aliments, etc.). Pour le compost, le critère de qualité le plus souvent utilisé est la teneur en métaux lourds qui peuvent provenir de différentes sources comme, pour les déchets urbains : les piles (Hg, Zn, Pb, Cd), les peintures (Cr, Cd, Pb), les plastiques (Cd, Ni), les papiers-cartons (Pb) etc. (Charnay, 2005 et Meou et Le Clerc, 1999), ce qui explique la nécessité de

l'extraction des éléments sources de ces métaux pendant la phase de tri. A défaut de normes spécifiques dans les PED, Hoornweg et al. (2000) rapportent des normes proposées par la BM et qui peuvent représenter un point de départ dans la législation en matière de compost dans ces pays. Le tableau 8 ci-dessous donne les limites normatives en métaux lourds dans le compost dans les PI et propose pour les PED les valeurs obtenues pour l'Indonésie. Il ressort de ces limites que celles proposées pour les PED sont beaucoup plus restrictives et risquent de pénaliser la promotion de ce mode de traitement des déchets dans ces pays, particulièrement lorsqu'elles sont comparées aux normes au Canada, en Autriche, en Suisse, en France ou en Espagne, même si aujourd'hui les teneurs en métaux trouvés pour le compost dans certains pays répondent à ces normes (cf. tableau 9). Il est donc important d'établir des normes nationales dans plusieurs PED avec des contextes socio-économiques, culturels et climatiques différents en vue d'harmoniser les normes du compost pour ces pays.

Tableau 8 : Limites normatives en métaux lourds dans le compost par pays (Hoornweg et al., 2000)

Pays	Déchets ^(*)	<i>mg.kg⁻¹ de matière sèche</i>							
		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Allemagne		-	1	100	75	100	1	50	300
Autriche	DO	-	4	150	400	500	4	100	1000
Belgique	DOSS	-	1	70	90	120	0,7	20	280
Canada	DO	13	2,6	210	128	83	0,83	32	315
Danemark		-	1,2	-	-	120	1,2	45	-
Espagne		-	40	750	1750	1200	25	400	4000
France	DO	-	8	-	-	800	8	200	-
Suisse		-	3	150	150	150	3	50	-
USA	Boues de vidange	41	39	1200	1500	300	17	420	2800
Indonésie(proposées)		10	3	50	80	150	1	50	300

(*) : DO : déchets organiques

DOSS : déchets organiques séparés à la source

Le tableau 9 suivant donne les teneurs en métaux lourds dans le compost de différents PED et permet de comparer leurs qualités à aux normes recommandées par la BM (Charnay, 2005 et Hoornweg et al., 2000).

Tableau 9 : Teneur en métaux lourds dans plusieurs composts (mg/kg) (Charnay, 2005 et Hoornweg et al., 2000)

Métaux	Bénin	Guinée	Mali	Egypte	Indonésie (Recommandé pour PED)
As	-		< LD	3,5	10
Cd	6,3	1,5	-	0,3	3
Cr	12,4	140	-	19,3	50
Cu	5,4	75	10	17	80
Hg	-	-	0,026	0,15	1
Ni	-	-	6,5	7,3	50
Pb	107	140	3,4	15,4	150
Zn	11	-	110	67,2	300

< LD : inférieur à la limite de détection

III.1.3. L'incinération

L'incinération est un mode de traitement et d'élimination des OM très répandu qui permet la réduction d'environ 90 % du volume et 75 % de la masse des déchets et la destruction complète des bactéries (Youcai et al., 2004 ; Anonyme - 3 ; Li et al., 2004 et Allsopp et al., 2001). Elle conduit à la formation de scories, appelés mâchefers d'incinération des OM (MIOM) qui ont l'avantage de pouvoir être valorisées, sous certaines conditions, en travaux publics (remblai et autres).

Elle consiste à brûler les ordures dans un four spécialement adapté à une température d'environ 850 °C en libérant de la chaleur et de la vapeur, des effluents gazeux (fumées), des mâchefers (30 %) et des cendres volantes (3 - 4 %) (FoE, 2002 et Kaibouchi, 2004).

L'un des inconvénients majeurs de cette technologie est que ses rejets nécessitent un traitement très onéreux. Seuls les équipements d'épuration des fumées peuvent représenter plus de 30 % du coût total de l'incinérateur (Cours EMSE et Emmanuel, 2004).

Ainsi, les gaz produits au cours de l'incinération sont dépoussiérés avant d'être rejetés dans l'atmosphère. Cependant, la diminution des dioxines et d'autres substances chimiques dans les effluents gazeux, suite à ce traitement, entraîne généralement l'augmentation du taux de ces substances dans les autres résidus de l'incinération (mâchefers). Les résidus solides de la condensation (mâchefer, cendres volantes...) représentent en général près de 25 à 30 % en masse des ordures et 10 % en volume (Allsopp et al., 2001 ; Li et al., 2004 et Anonyme - 3). Les tableaux 10, 11 et 12 donnent les teneurs types des mâchefers en composés majeurs et en

métaux lourds, comparées à d'autres sources, et la composition d'une cendre volante (Cours EMSE).

Tableau 10 : Teneurs types des mâchefers en éléments principaux (en %) (Cours EMSE)

<i>Eléments</i>	<i>Mâchefers</i>	<i>Croûte terrestre</i>	<i>Ciment Portland</i>
SiO ₂	40 – 60	28	22
Ca	5 – 11	4,1	45
Fe	5 – 10	5,6	2
Al	4 – 10	8,2	3
Na	1 – 4	2,4	0,3
Mg	1 – 2	2,3	0,2
K	0,5 – 1,5	2,1	0,5
Cl	0,1 – 0,4	0,01	0,03
S	0,1 – 0,5	0,03	1,2

Tableau 11 : Teneurs des mâchefers en métaux lourds (Cours EMSE)

<i>Eléments</i>	<i>Unités</i>	<i>Mâchefers</i>	<i>Sol</i>	<i>Matériaux inertes</i>
Cu	g/kg	1 – 3	0,05	0,5
Pb	g/kg	1 – 4	0,05	0,5
Zn	g/kg	2 – 5	0,20	1,0
Ni	g/kg	0,1 – 0,3	0,05	0,5
Cr	g/kg	0,2 – 0,8	0,075	-
Cd	g/kg	4 – 28	0,08	10
Hg	g/kg	0,06 – 0,7	0,08	2

Tableau 12: Composition des cendres volantes (Cours EMSE)

<i>Eléments</i>	<i>Unités</i>	<i>Quantités</i>
Azote	g/kg	< 0,05
Fluor	g/kg	3,81
Phosphore	g/kg	0,03
Soufre	g/kg	11,1
Aluminium	g/kg	82,1
Argent	g/kg	0,11
Baryum	g/kg	0,35
Calcium	g/kg	177
Cuivre	g/kg	5,6
Cyanures	mg/kg	< 1
Etain	g/kg	1,1
Fer	g/kg	15,4
Magnésium	g/kg	16,9
Manganèse	g/kg	0,71
Mercur	mg/kg	19,8
Molybdène	g/kg	< 0,05
Nickel	g/kg	0,22
Potassium	g/kg	3,05
Silicium	g/kg	13,8
Sodium	g/kg	31,2
Titane	g/kg	11,9
Vanadium	g/kg	< 0,15

Ainsi, si l'incinération fait disparaître les déchets, la matière n'est pas pour autant détruite elle a juste changé de forme, ce qui peut être parfois beaucoup plus toxique que les matériaux initiaux. En effet, les déchets contiennent divers matériaux naturels ou synthétiques organiques (papier, plastiques, textiles, déchets de cuisine ou fermentescibles, déchets de jardin et autres) et inorganiques (verre, métaux et divers autres composants). Chacun de ces différents composants contient une quantité de métaux lourds qui est toxique à certaines concentrations tels que le plomb, le cadmium, le chrome, le mercure et le nickel (Hasselriis et Licata, 1996). En dehors des métaux lourds, le processus d'incinération est accompagné des rejets d'une grande variété de polluants dans les cendres volantes et les mâchefers et dans les rejets gazeux (dioxines, furanes, oxyde d'azote et de soufre, HCl, etc...) qui représentent un risque réel pour la santé publique et l'environnement.

Plusieurs études ont associé de nombreux problèmes de santé au fait de vivre à proximité d'un incinérateur ou de travailler dans une de ces installations. Parmi ces problèmes, on a pu répertorier des cancers (aussi bien chez les enfants que chez les adultes),

des impacts nocifs sur le système respiratoire, des maladies du coeur, des perturbations du système immunitaire, des allergies amplifiées et des anomalies congénitales (Allsopp et al., 2001). D'autre part, Tangri (2003) rapporte qu'aujourd'hui l'incinération est à la source d'une part significative de la pollution de l'atmosphère en métaux toxiques et autres polluants organiques et minéraux. Le tableau 13 donne les taux émis par métal au niveau mondial et montre le risque réel lié à l'incinération des déchets, ce qui représente l'un des inconvénients majeurs de cette technologie à ce jour.

Tableau 13 : Emissions atmosphériques des métaux par incinération des déchets (Tangri, 2002)

Métaux	Emissions atmosphériques par incinération	
	<i>Tonnes/an</i>	<i>% des émissions totales</i>
Antimoine	0,67	19,0
Arsenic	0,31	3,0
Cadmium	0,75	9,0
Chrome	0,84	2,0
Cuivre	1,58	4,0
Etain	0,81	15,0
Manganèse	8,26	21,0
Mercure	1,16	32,0
Nickel	0,35	0,6
Plomb	2,37	20,7
Sélénium	0,11	11,0
Vanadium	11,5	1,0
Zinc	5,90	4,0

III.1.4. Autres techniques de gestion

Enfin, il existe d'autres techniques encore relativement très peu utilisées à cause notamment de la complexité et de la difficulté de la maîtrise de leur procédé. La pyrolyse et la gazéification consistent, respectivement à carboniser (ou chauffer sans les brûler) les déchets, en l'absence d'air, à une température de 400 – 800 °C, pour la première, et en présence d'une quantité limitée d'oxygène à une température de 800 -1400°C pour la seconde. Les gaz issus de la gazéification peuvent être utilisés comme source d'énergie.

III.2. Opportunités et Contraintes

Les différentes techniques présentées présentent des avantages et des inconvénients les unes par rapport aux autres. Vu la complexité de la question de gestion des déchets en général

(quantité et qualité des refus en évolution continue, hétérogénéité, conditions socio-économiques et culturelles dans lesquelles ces refus sont produits, etc.), il est difficile de hiérarchiser les choix de technologie de traitement en vue d'une standardisation. Cette situation est rendue encore plus difficile dans les PED à cause de la méconnaissance de la quantité et la qualité des refus générés par les ménages de leur évolution, et par la difficulté d'évaluer le potentiel récupéré par le secteur informel qui par nature est peu documenté. Le choix du type de traitement est dicté par le choix politique de chaque pays. Dans les PI, ce choix est de plus en plus dicté par des impératifs environnementaux, plutôt que par contrainte financière comme c'est le cas aujourd'hui dans la majorité des PED. Le tableau suivant récapitule quelques-uns des principaux avantages et inconvénients dans le choix du mode de traitement des déchets dans le contexte des PED.

Tableau 14: Avantages et inconvénients des différents modes de traitements des déchets

Technologies	Avantages	Inconvénients	Remarques relatives aux PED
Décharges non contrôlées	<ul style="list-style-type: none"> - coûts d'exploitation très faible 	<ul style="list-style-type: none"> - nuisances (odeurs, animaux, bactéries, envols, paysage, etc.) - risques pour la santé (lieu de jeu pour enfants, lieu d'habitat et d'activité pour récupérateurs, etc.) - risques pour l'environnement (contamination des nappes et cours d'eau par ruissellement ou inondation, émission des GES, incendies, etc.) - occupation des sols 	Dans les PED, les populations sont de plus en plus opposées à ce type d'élimination
CET	<ul style="list-style-type: none"> - coûts d'investissement supportés par les collectivités ; - possibilité de contrôler les effluents polluants (lixiviats et biogaz) et les nuisances ; - possibilité de revaloriser le site en fin d'exploitation ; - acceptation par les populations 	<ul style="list-style-type: none"> - risque potentiel de pollution suite à une infiltration d'eau ; - longue durée de suivi du site pendant et après exploitation (30 à 200 ans) ; - rareté des sites géologiques proches pouvant servir de réceptacle des déchets ; - coût du contrôle et du suivi 	Pour les PED, les standards minimaux dans la conception de CET sont à l'étude.
Incinération	<ul style="list-style-type: none"> - réduction jusqu'à 90 % du volume des déchets et 75 % de leur masse ; - destruction totale des microorganismes pathogènes ; - peu d'incidence sur la qualité des eaux ; - possibilité de valorisation de l'énergie ; - possibilité de valoriser les mâchefers en travaux publics. 	<ul style="list-style-type: none"> - coût d'investissement important : coût des installations d'épuration des fumées de 30 % du coût de l'incinérateur ; - épuration des fumées : une fraction des fumées et des cendres est rejetée dans le milieu récepteur ; - génération de nouveaux déchets à traiter (30 % en masse, mâchefers, cendres, etc.). 	<ul style="list-style-type: none"> - Le PCI des OM dans certains PED est faible à cause de la teneur en MO 50-80 % ; - à long terme réticence des populations
Compostage	<ul style="list-style-type: none"> - recyclage de la MO : 30 à 50 % de la masse des OM. On peut atteindre + de 90 % de la masse des déchets ; - production du compost (amendement) ; - apport de MO pour rétention d'eau 	<ul style="list-style-type: none"> - débouchées du produit final ; - risque pour la santé (personnes en contact). - grandes quantités d'eau nécessaires ; - coût de transport important : distance entre sources et site du compostage souvent importante 	<ul style="list-style-type: none"> - à court terme cette technologie n'est pas viable dans certains pays où la MO est encore valorisée au niveau des ménages - dans les pays connaissant des problèmes d'eau, comme ceux du Sahel, c'est un handicap

IV. Contexte particulier de Nouakchott

Située sur la cote de l'océan atlantique, à l'est du pays, Nouakchott, capitale administrative de la Mauritanie s'étale sur 18 km dans le sens Nord-Sud et 14 km dans le sens Est-ouest (SGDSN, 2003). Elle compte actuellement plus de 660.860 habitants (DRPSS, 2003) répartis inégalement entre 9 Moughataa (Arrondissement) (Figure 10) occupant une superficie de 38581 ha (Schéma Directeur, 2003). Une grande partie de cette population vit dans des bidonvilles où la précarité de l'habitat et la dégradation des conditions d'hygiène, associées à la pauvreté, deviennent de plus en plus inquiétantes.

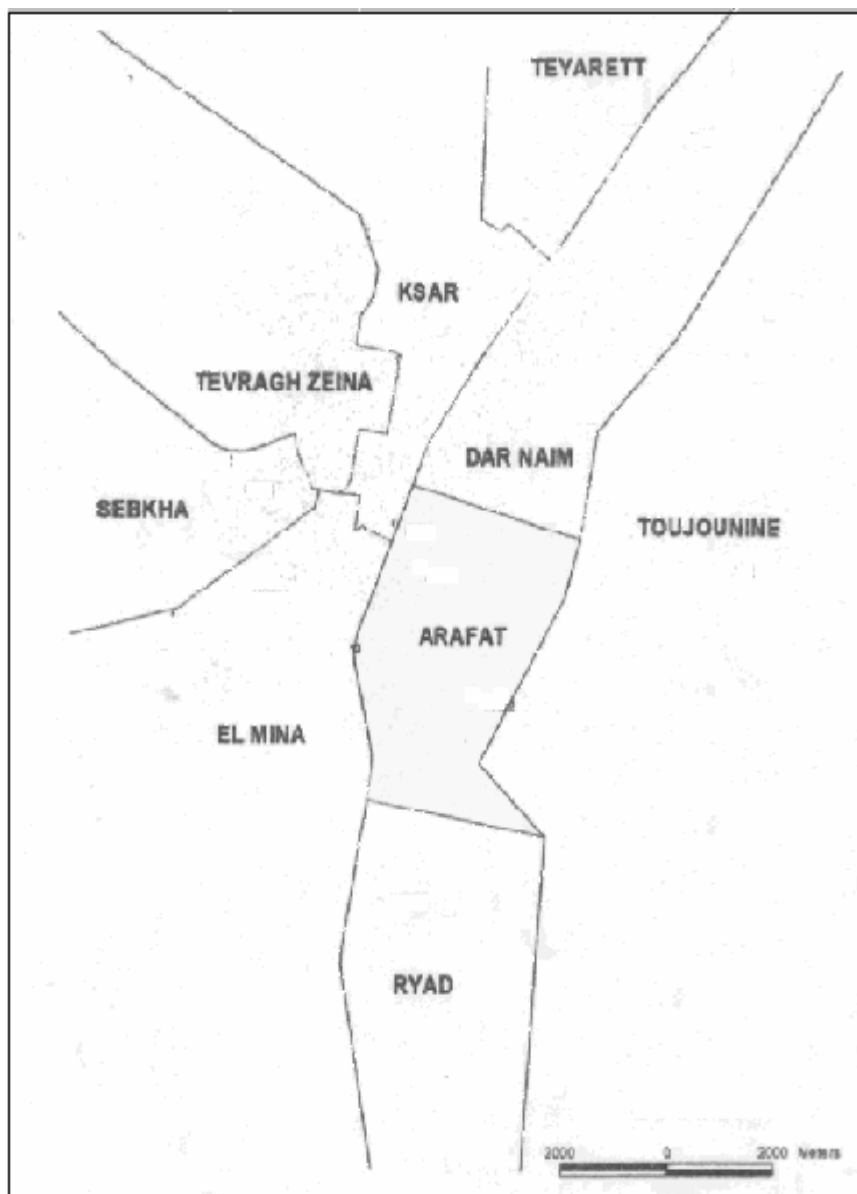


Figure 10 : Les Moughataa (Arrondissements) de Nouakchott

IV.1. Situation socio-économique

La population de la ville de Nouakchott se compose de toutes les couches sociales comme partout dans toutes les autres villes du pays. La disparité entre les différents niveaux socio-économiques peut être observée dans chacune des moughataas. Les trois standings peuvent même cohabiter dans un petit secteur dans une même moughataa.

La taille des ménages est variable suivant les zones urbaines. En effet, l'on peut noter de légères disparités entre les ménages situés dans le haut standing, le moyen et le bas standing. Cependant, comme le révèle l'EDSM, les ménages de grandes tailles (sept personnes et plus) sont les plus fréquents. La taille moyenne des ménages est de 5.8 personnes.

Traditionnellement dans la société mauritanienne, la gestion quotidienne de la vie au foyer est assurée par la femme. Au foyer, en dehors de sa tâche ménagère et éducative des enfants, la femme gère tout ce qui a rapport à la vie de famille et notamment l'eau - qui est une denrée rare dans la majeure partie des foyers à Nouakchott – les eaux usées et les ordures.

Le niveau d'instruction des femmes et des hommes est respectivement de 77.9 % (dont 19.2 % ont le niveau de l'école coranique, 40.4 celui du primaire, 9.6% du premier cycle secondaire, 6.8% du second cycle secondaire et enfin 1.9 % du supérieur) et 83.90 % (dont 15.6% ont le niveau de l'école coranique, 36.3 celui du primaire, 12.1% du premier cycle secondaire, 13.2% du second cycle secondaire et enfin 6.7% du supérieur) (SGDSN, 2003). Ceci montre – entre autre - la nécessité d'implication des femmes dans la gestion des déchets et le bénéfice qu'on en tirerait en matière de sensibilisation à l'hygiène en général.

IV.2. Situation sanitaire

Sur le plan de la santé, la couverture vaccinale est passée de 40% (2000) à plus de 70% (2002) au niveau national. Le taux d'accès géographique aux structures de santé est supérieur à 70% au niveau national (79% et 73% respectivement pour une distance de 10 et 5 Km). Il faudrait souligner que ces dernières années, la disponibilité des médicaments a été sensiblement améliorée (création de la CAMEC), autant que la prise en charge des indigents. De même, l'introduction du forfait obstétrical, la création de mutuelles de santé et l'implication active de la société civile à travers la contractualisation des programmes prioritaires (Paludisme, SR, SIDA, Nutrition, etc.) ont eu un impact positif sur l'état de santé

en général. Et dans ce contexte, l'espérance de vie a évolué, passant de 48 ans en 1988 à 54 ans en 2000 selon le dernier recensement (Politique Nationale, 2004).

Du point de vue sanitaire, les statistiques montrent que les 10 premières maladies enregistrées en consultation à Nouakchott (tous âges confondus) sont celles ayant en général un rapport direct avec l'hygiène (cf. tableau 15). Au niveau mondial, les statistiques de certaines maladies liées au manque d'hygiène et d'assainissement montrent des prévalences alarmantes. Sans tenir compte du paludisme, certaines données sont consignées dans le tableau 16 ci-dessous.

Tableau 15 : Liste des dix premières maladies à Nouakchott^()*

Maladies	Taux
<i>Pneumopathies</i>	23,6 %
<i>Diarrhées/Dysenteries</i>	14,2 %
<i>Parasitoses intestinales</i>	7,8 %
<i>Anémies</i>	5,9 %
<i>Paludisme</i>	5,3 %
<i>Dermatoses diverses</i>	4,7 %
<i>Conjonctivites</i>	4,6 %
<i>Affections pelviennes féminines</i>	4,2 %
<i>Caries dentaires</i>	3,8 %
<i>Infections urinaires</i>	3,4 %

^(*) - Données de la DRASS, 2000.

Tableau 16 : Prévalence de quelques maladies liées à la précarité de l'assainissement au niveau mondial

Maladies	Nombres	Unités
<i>Schistosomiase</i>	200 millions	Cas
<i>Fièvre typhoïde</i>	16 à 17 millions	Cas
<i>Helminthiases</i>	1,5 milliard	Personnes infestées
<i>Maladies diarrhéiques</i>	> 2 millions	Décès (nourrissons et enfants)/ an

Rappelons que la schistosomiase, aussi appelée bilharziose est une maladie hydrique considérée comme la deuxième infection parasitaire la plus importante après le paludisme. Selon l'OMS, cette maladie est endémique dans 74 pays en développement. Elle peut se manifester par deux formes provoquées par différents parasites (trématodes) appelés schistosomes : la schistosomiase intestinale due à l'un des trois parasites le *schistosoma*

mansoni, le *schistosoma japonicum* ou le *schistosoma intercalatum* et la schistosomiase urinaire due au *schistosoma haematobium*. Par ailleurs, les helminthiases sont aussi des maladies parasitaires mais qui peuvent affecter différentes parties de l'organisme selon les vers. On peut ainsi distinguer : les helminthiases intestinales, hépatiques (du foie), du poumon et les helminthiases qui entraînent l'infestation des ganglions lymphatiques et de la peau (dracunculose et onchocercose).

IV.3. Gestion des déchets

La migration rapide des populations vers les centres urbains, et particulièrement vers Nouakchott, a été au delà de toutes les prévisions et au delà des capacités d'accueil de ces centres et des capacités financières et administratives de l'état et des municipalités en matière d'aménagement urbain. C'est ainsi que l'urbanisation s'est caractérisée par l'insuffisance des équipements et d'infrastructures de base, la faiblesse de l'accès aux services essentiels de base et au logement et l'absence complète des services d'assainissement et principalement ce qui a rapport avec les déchets. Des opérations structurantes importantes, toutefois, ont été menées pour remédier à la situation. Elles ont souvent été conçues à la hâte et au gré des opportunités offertes par l'aide extérieure, sans une politique cohérente, et, encore une fois, sans donner à la gestion des OM la place qu'elle mérite dans tout programme de développement d'une ville.

Cette situation anarchique est actuellement sur la voie d'être cernée grâce notamment à l'approbation d'un Schéma Directeur d'Aménagement Urbain (SDAU) de la ville aux horizons 2010 et 2020 créé par le décret n° 2003-034 en date du 23 avril 2003.

Nouakchott produit actuellement 148 tonnes d'ordures ménagères par jour environ (Aloueimine et al.-b). Des études récentes estiment que moins de 50 % de cette quantité sont enlevés régulièrement (SGDSN, 2003 et Rapport 2001). La collecte primaire des OM au niveau des ménages ne se fait que partiellement à cause notamment de la médiocrité du service rendu et de la réticence de certains ménages dont les revenus ne peuvent couvrir les taxes d'enlèvement des déchets (500 UM/mois, soit 1,5 euro environ). Notons que dans d'autres pays de la région dont les conditions économiques sont comparables à celles de la Mauritanie, le montant est relativement le même (1- 1,5 €) (N'Diaye).

La situation qui prévaut actuellement à Nouakchott relativement à la gestion des déchets solides et particulièrement des OM laisse beaucoup à désirer. Les activités menées depuis quelques années visant à améliorer cette situation sont limitées à l'enlèvement des tas

d'ordures qui s'accumulent pendant plusieurs jours voire plusieurs mois (en fonction des quartiers). Cet état des choses est dû au manque cruel des moyens alloués au secteur par les communes, mais et surtout, à la difficulté à laquelle ces dernières font face, à savoir la mise en place de méthodes adaptées et pérennes de gestion des déchets basée sur une approche globale. Les contraintes rencontrées sont de deux ordres, organisationnel et technologique.

Aspects organisationnels

Quelques unes des principales contraintes rencontrées dans le secteur sont décrites dans la stratégie de gestion des déchets solides de Nouakchott. Il s'agit notamment de :

- l'absence d'un plan d'action général pouvant servir de canevas à l'intérieur duquel chaque acteur doit bâtir son programme ;
- l'absence de textes d'application des codes de l'environnement et d'hygiène. En effet, la loi n° 200-045 du 26 juillet 2000 portant Code Cadre de l'Environnement précise que les activités susceptibles d'avoir des effets sensibles sur l'environnement sont soumises à une autorisation préalable du Ministère chargé de l'environnement, accordée sur la base d'une étude d'impact environnemental (EIE). La liste des travaux et activités soumis à l'EIE sera prise par décret. L'absence de décret d'application limite la portée de cette loi cadre et la laisse sans aucune force juridique (Faye, 2003).
- l'absence d'arrêté répartissant clairement les rôles entre la Communauté Urbaine de Nouakchott (CUN) et les 9 communes, bloque la mise en oeuvre de certains projets communaux dans le domaine de la collecte primaire.
- la durée insuffisante des contrats liant les entreprises et la Communauté urbaine ne permet pas à ces opérateurs d'investir pour acquérir des équipements neufs et les contraint par conséquent à recourir à du matériel amorti qui ne garantit pas un service régulier.

A ces contraintes organisationnelles s'ajoutent d'autres contraintes liées directement aux déchets produits. Il s'agit de :

- l'absence (dans les plans d'urbanisme) d'espaces publics ou sites de transit (ST) réservés au regroupement des ordures avant leur acheminement vers la décharge finale.

- le déficit (quantité et qualité) en ressources humaines ne permet pas de faire face aux tâches de planification, de mise en oeuvre, de suivi et de contrôle de la gestion des déchets de la ville aussi bien au niveau communal qu'au niveau des autres acteurs intervenant dans le secteur, tels que les ONG, les Groupements à Intérêt Economique (GIE) et autres.

Aspects technologiques

Les contraintes techniques qui représentent un obstacle réel dans le secteur sont multiples. La SGDSN en a fait ressortir quelques unes des plus importantes. Il s'agit notamment de (SGDSN, 2003) :

- La méconnaissance des déchets aussi bien en quantité qu'en qualité. L'échec de toutes les actions pilotes ou vulgarisées, menées à ce jour visant à trouver une solution de gestion des déchets, est dû principalement au manque de données fiables relatives aux propriétés physiques (compositions et quantités) et chimiques de ceux-ci. En effet selon la Stratégie de Gestion des Déchets solides de Nouakchott (SGDSN) « les données actuellement disponibles pour caractériser les déchets ont été obtenues sur la base d'un échantillonnage qui n'est pas suffisamment représentatif de l'espace (Tevragh Zeina, Ksar et Teyarett) et du temps (une semaine) ... Elles mériteraient d'être confirmées dans la phase pilote du programme proposé, ... » (SGDSN, 2003).
- Le conditionnement des déchets à l'échelle du ménage (collecte primaire) se fait à même le sol augmentant ainsi la charge en sable et augmentant aussi les risques de pollution et de prolifération des maladies car le séjour de ces ordures avant d'être évacuées peut durer et dépend dans bien des cas du passage du charretier du coin.
- Le manque de moyens matériels et techniques (aménagement des ST et des CET, charrettes, camions, engins) et l'inadéquation de ce qui existe déjà au contexte spécifique des déchets dans le pays. Notons toutefois qu'un ST ou dépôt de transit pilote, répondant aux normes techniques, est déjà mis en place et fonctionnel à Nouakchott (cf. figure11 ci-après) (SGDSN, 2003).



LEGENDE

- 1 – Remblai intérieur 2 – Quai de chargement des conteneurs 3 – Conteneur 4 – Mur de clôture 5 – Local de l'exploitant
 6 – WC et fosse septique 7 – Candélabre d'éclairage 8 – Zone de manœuvre remblayée
 9 – Couloir de sortie des engins de précollecte 10 – Porte d'entrée des engins de précollecte
 11 – Porte de sortie des engins de précollecte 12 – Accès en marche arrière des amplirols 13 – Rampe d'accès au quai

Figure 11 : Schéma du site de transit pilote à Nouakchott

Source : SGDSN (2003)

V. Conclusion

L'analyse de la situation à Nouakchott et plus globalement dans les PED, fait ressortir les principales contraintes qui font blocage devant le choix de stratégie opérationnelle et adaptée de gestion des déchets. Ce choix doit intégrer quatre principes de base en dehors de toute responsabilité locale et de financement : la réduction des déchets à la source (plastiques et toxiques), la collecte généralisée à tous les quartiers, la promotion de la valorisation de certaines catégories de déchets (fraction fermentescible des ordures ménagères (FFOM), plastiques, autres matériaux), le stockage éco-compatible (Matejka et al., 2005). La mise en

œuvre de ces différents principes doit être faite suite à une étude approfondie de la situation locale incluant, en dehors de la caractérisation des déchets, un volet socio-anthropologique qui permettrait au mieux l'encouragement des initiatives privées, la sensibilisation de tous les intervenants dans la filière et d'optimiser le rôle des différents acteurs et en particulier le secteur informel.

Enfin, vu la modestie des moyens financiers alloués au secteur par les collectivités locales dans ces pays et l'impératif d'agir, la réduction des flux à traiter devra être l'objectif principal des responsables. Les opportunités de valorisation des déchets définies grâce à la mise en place de méthodes de caractérisation adaptées surtout financièrement, un programme de suivi de l'évolution de la production des déchets est nécessaire dans le temps. Ainsi, étant donné que les déchets nécessitant un traitement seraient réduits au maximum, les coûts du traitement le seront d'autant (Haynes Goddard, 1995). Le recours à certains moyens peu coûteux non conventionnels contribue à alléger les charges. Ainsi, l'usage d'un « *manual sanitary landfill* », qui a été un succès à Manirilla en Colombie (Medina - b) peut être une approche intéressante. Au lieu d'avoir recours aux gros engins très chers, cette expérience consiste à utiliser la main d'œuvre locale. Elle permet ainsi une réduction des coûts et la création d'emplois.

VI. Méthodes de caractérisation des DUS

Le but de la caractérisation des déchets est de fournir des informations capitales sur la base desquelles le décideur est à même de choisir sa politique de gestion de ces refus. Ces renseignements doivent lui permettre notamment de mettre en place des programmes efficaces de gestion (valorisation, récupération, etc.) et d'optimiser le choix des techniques de traitement des déchets. Etant donné que les caractéristiques des déchets générés évoluent constamment, leur suivi dans le temps s'avère indispensable pour toute gestion efficace et pérenne. Ainsi, toute méthode de caractérisation doit prendre en compte cet aspect de mise à jour des données (donc facilité à être conduite fréquemment) et, par conséquent, elle doit être fiable, adaptée au contexte local et avoir un coût minimal pouvant être supporté par les collectivités intéressées. Ces critères sont d'autant plus importants qu'ils représentent aujourd'hui la difficulté majeure dans les PED où on ne dispose que de très peu d'informations actualisées relatives au secteur des déchets (taux de génération à la source, évolution de ces taux dans le temps et l'espace, potentiels valorisables, quantités à gérer, toxicité, etc.).

A ce jour, plusieurs méthodes de caractérisation des déchets ont été mises en place dans différents pays. La majeure partie d'entre elles sont réalisées dans les PI et sont destinées à être appliquées dans des contextes socio-économiques et culturels similaires. Elles s'intéressent le plus souvent à la caractérisation des déchets à partir des bennes ou des décharges finales (MODECOM, 1993) ou en échantillonnant dans des bacs ou des sacs déposés sur la voie publique par chaque émetteur (SENES Consultants Limited, 1999 ; Racine, 2002 et ADEME, 2005-b).

Le principal inconvénient de certaines de ces méthodes est la difficulté de distinction des lots, lorsque l'échantillon est prélevé d'une benne ou d'une décharge, et la difficulté d'attribuer les quantités triées à une population de taille donnée. Toutefois, ce contexte des PI est très différent de celui des PED à cause notamment de la modification de la composition des déchets à toutes les étapes du circuit de leur gestion, depuis les ménages jusqu'à la décharge. En effet, la valorisation matière dans ces pays commence déjà à la source en particulier pour la grande part de la fraction organique utilisée comme aliment de bétail. Pendant le dépôt des déchets sur la voie publique, on voit intervenir d'autres acteurs de la filière et, par conséquent, les caractéristiques des déchets vont encore changer.

La majeure partie des études réalisées dans les PED appliquent MODECOM (Tezanou et al. 2001) ou d'autres méthodes spécifiques au pays industrialisés pour caractériser les déchets à partir d'échantillons prélevés dans des ST ou des décharges. Vu les conditions dans lesquelles ces déchets sont analysés, les résultats obtenus ne peuvent refléter que l'état de ces déchets à l'endroit et au moment de leur analyse, ce qui rend très délicat l'interprétation des données obtenues. Ainsi, peu de travaux sur l'étude des ordures ménagères recueillies au niveau des ménages ont été réalisés et rares sont ceux conduits dans les PED (Abu Qdais et al., 1997 et Aloueimine et al., 2005-a).

D'autre part, les coûts très élevés de la mise en œuvre de ces méthodes représentent l'autre contrainte majeure. Si l'on considère les coûts MODECOM qui se situent entre 4,5 et 6,4 millions d'ouguiyas aux capacités financières de la Commune de Nouakchott, par exemple, on constate que ces chiffres représentent plus de 6 fois les recettes des taxes d'habitations recouvertes en 2000 et plus de 455 fois celles des taxes d'enlèvement des OM recouvertes pour la même année (SGDSN, 2003)!

VI.1. Echantillonnage et prélèvement

L'échantillonnage, qui représente l'étape décisive dans la fiabilité des résultats futurs de la caractérisation, dépend tout d'abord de l'objectif visé par l'étude et de la précision attendue des résultats. L'hétérogénéité des gisements de déchets (catégories, sous-catégories, tailles des composants, classes, etc.) et la variation au sein des populations et sous-populations ciblés (quartiers, ménages) rendent l'échantillonnage encore plus complexe. Aussi, l'échantillonnage doit tenir compte des aspects importants suivants :

- le zonage ;
- la période (variation saisonnière) en évitant toutefois les périodes atypiques ;
- la durée ou la fréquence de collecte de l'échantillon (production journalière, hebdomadaire, etc.) ;
- la source de l'échantillon collecté :
 - directement auprès des producteurs ;
 - à partir des bennes ou des sites de transit ;
 - sur les usines de traitement.

D'autre part, la technique d'échantillonnage doit être choisie de manière à avoir un échantillon le plus représentatif de la population initiale (déchets, bennes ou ménages), c'est-à-dire à minimiser au maximum les biais dans les résultats. Cependant, vu la complexité de l'enjeu, on a souvent recours à la combinaison de plus d'une technique. Ainsi, la distribution de l'échantillonnage dans le temps et dans l'espace peut être définie de différentes manières selon la situation donnée. Les trois principaux types d'échantillonnage les plus souvent rencontrés et utilisés dans cette étude sont les suivants (Nordtest method, 1995) :

- *l'échantillonnage aléatoire simple* où toute la population a la même chance théorique d'être dans l'échantillon sélectionné. Cet échantillonnage aléatoire est dit parfait si toutes les variations au sein de la population sont représentées dans l'échantillon et par conséquent ce dernier est parfaitement représentatif de la population. Dans ce cas, les unités formant l'échantillon sont déterminées, par exemple, en numérotant toutes les unités et en choisissant celles qui constituent l'échantillon selon des tables de nombres aléatoires par exemple. Cet

échantillonnage est souvent utilisé dans le choix des quartiers, des ménages ou des charges de camions à la décharge.

- *l'échantillon aléatoire stratifié* est plus complexe, il est employé lorsqu'il s'agit d'une population hétérogène. Le critère de stratification doit avoir une relation étroite avec la variable étudiée. Autrement dit, la population est stratifiée de telle manière qu'au sein de chaque partie ou strate les fluctuations de la variable (par exemple : niveau de vie, production de déchets, taille des ménages) soient minimales. Après cette stratification, l'échantillonnage aléatoire (simple ou systématique) est alors fait dans chaque strate. Le nombre d'échantillon de chaque strate peut être déterminé soit par proportionnalité à la population, soit par optimisation, c'est-à-dire que l'échantillon est choisi de manière à ce que la variation de la moyenne soit la plus basse possible pour la taille de l'échantillon considéré.

- *l'échantillon aléatoire systématique* est parfois la seule solution à adopter. Il s'agit de choisir au hasard chaque $n^{\text{ième}}$ élément de la population à échantillonner. Cependant, l'inconvénient de cette technique est relatif à la faible précision des résultats obtenus quant la population, objet de l'échantillonnage, a des tendances inconnues ou des variations non systématiques. Toutefois, dans certains cas ces éventuelles variations sont minimisées grâce une stratification préalable.

VI.1.1. Poids de l'échantillon des déchets à trier

Les études de caractérisation des déchets ménagers proposent différentes tailles (masses) d'échantillon à trier en fonction de l'approche d'échantillonnage choisie et des résultats attendus de l'étude. La masse de l'échantillon de déchets à trier peu dépendre de plusieurs facteurs d'ordre économique, de commodité et/ou en fonction de l'objectif que l'on se fixe pour cette caractérisation. Par exemple, si l'on veut déterminer les quantités des déchets de cuisine qui sont majoritaires en général dans les OM, on peut étudier un échantillon de 100 kg pour avoir un degré de précision donné, alors que pour des composants plus minoritaire dans le flux de déchets, tels que les métaux ou le verre, l'échantillon doit être beaucoup plus important pour avoir le même degré de précision dans les résultats (SENES Consultants Limited, 1999).

Dans la littérature, on propose différents masses de déchets à trier pour satisfaire les précisions requises. On trouve une quantité variant de 1 à 50 kg pour caractériser les déchets enfouis (François, 2004) ou 80 kg de déchets frais (Enda Maghreb, 2003) ou 100 kg

recommandé par la Commission Européenne (Project SWA- Tool, 2004) ou encore 150 kg provenant de 33 unités territoriales différentes (Diop, 1988). Dans SENES Consultants Limited (1999), différentes études ont été conduites avec une variation des tailles d'échantillon très importante (cf. annexe 2). Citant les travaux de recherches de plusieurs auteurs, cette étude estime que le poids optimal d'un échantillon à trier se situe entre 90 à 135 kg. Selon cette même source, la méthode « California Integrated Waste Management Board (CIWMB) recommande 25 à 50 échantillon par an d'un poids de 90 kg dans le cas des études à la décharge et de 57 kg environ pour les études à la source répartis en deux saisons. D'autres méthodes proposent un poids de 100 à 200 kg après un quartage répété d'une charge entière de camion (Mohee, 2002), ou 30 échantillons d'un poids total de 200 à 300 kg prélevés sur une période de 6 mois (Kathiravale et al. 2003). D'autre part, dans Rapport (2003) une étude de caractérisation a été réalisée sur un échantillon total de 400 kg provenant de 9 municipalités ; et enfin MODECOM recommande d'étudier les déchets sur un échantillon de 500 kg (MODECOM, 1993 et ADEME, 2005-b) alors que Morvan (2000) recommande de réaliser le tri sur déchets secs sur la même quantité de 500 kg.

A noter toutefois que cette taille d'échantillon de 500 kg est remise en cause par les groupes AFNOR travaillant sur l'échantillonnage et le tri des déchets qui proposent une taille plus petite grâce notamment à l'amélioration de la connaissance des gisements de déchets (ADEME, 2005-a).

VI.1.2. Nombre de ménages générateurs de déchets

Au lieu de définir l'échantillon à analyser par son poids (quantité de déchets), certaines études se basent plutôt sur la taille de la population génératrice de déchets en satisfaisant toutefois un niveau souhaité de précision et de confiance des résultats. Abu Qdais et al. (1997) ont étudié la caractérisation des OM sur 840 échantillon générées par 40 ménages de différents niveaux de vie socio-économique (haut, moyen et bas niveau). Ojeda-Benitez (2003) a procédé à la caractérisation, en deux saisons, des déchets générés par 160 ménages répartis en deux lots de 80 ménages chacun, au Botswana l'étude a été conduite sur un échantillon de 47 ménages pendant plus de 21 jours (Bolaane et Ali., 2004) et Bernache-Pérez et al., (2001) ont choisi d'étudier, en deux lots (par stratification), les déchets générés par 300 ménages pendant 7 jours.

Une autre étude se base sur le degré souhaité d'exactitude dans les résultats ou l'écart type accepté. La taille de l'échantillon (nombre de ménages) peut être déduite d'un graphique (pourcentage de l'erreur standard ou écart type en fonction du taux d'échantillonnage nécessaire de la population donnée ou nombre de ménages) en fonction de deux méthodes d'échantillonnage opérées, soit l'échantillon aléatoire simple, soit l'échantillon aléatoire stratifié (Nordtest, 1995). Dans cette méthode la quantité de déchets est déterminée plutôt par la production du nombre de ménages constituant l'échantillon. A partir du graphique (figure 12), on a le taux d'échantillon qui doit être 0,013 (ou 13 ménages sur un total de 1000 ménages) pour une erreur standard de 5 % et 0,05 (ou 50 ménages sur un total de 1000) pour un résultat plus précis avec une erreur standard de 2,5 %.

Enfin, certaines études suggèrent de calculer théoriquement la taille de l'échantillon en utilisant des formules statistiques pour estimer les proportions de la population (large ou réduite) nécessaires pour satisfaire à un niveau de confiance et une erreur tolérée donnés (Dennison et al., 1996 et Aloueimine et al., 2005).

A noter tout de même que les différentes stratégies d'échantillonnage et en particulier la taille d'échantillon et les quantités à trier sont conditionnées par les contraintes financières et de temps. En effet, le coût des études de caractérisation est fonction du nombre d'échantillons à analyser ainsi que des dépenses relatives à la phase préparatoire des investigations (enquêtes, collecte de données, et.). Toutefois, ces contraintes doivent être minimisées au maximum pour garantir la précision des résultats tolérée en fonction des objectifs visés par l'étude de caractérisation.

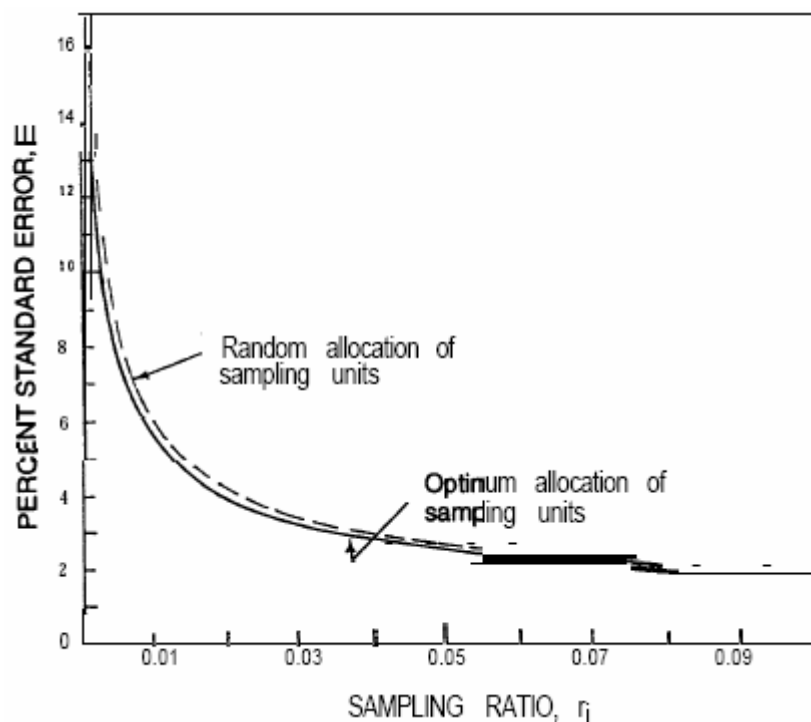


Figure 12: Relation entre l'erreur standard (l'écart type) et le taux d'échantillon (d'après Nordtest 1995); (« Random allocation of units sampling » est le même que l'échantillonnage aléatoire simple, alors que « optimum allocation » correspond à l'échantillonnage aléatoire stratifié).

VI.2. Caractérisation

VI.2.1. Analyses physiques

L'analyse physique des déchets permet de connaître les quantités générées (ratio individuel ou de collectivités) et d'identifier leurs différentes composantes. Comme on l'a vu plus haut, le choix du type et des détails de la caractérisation dépendent des objectifs de l'étude. On peut caractériser les déchets suivant les principales catégories et sous-catégories (fermentescibles, papier, plastiques...) ou cibler quelques-unes suivant les tailles (> 100 mm, < 100 et > 20 mm, etc.), suivant les classes (compostables, valorisables, incinérables, stockables), etc. (cf. §. II.3.).

VI.2.2. Analyses physico-chimiques

La connaissance de la composition physico-chimique des déchets est essentielle dans la gestion et le traitement des rejets et pour prédire les risques potentiels de pollution pour l'environnement. Elle permet donc de mettre en place des procédures de contrôle et de réduction des émissions polluantes dans le milieu récepteur.

VI.2.2.1. Masse volumique

La masse volumique ou *masse spécifique* est une grandeur physique qui représente la masse par unité de volume. Elle est exprimée en kg.m^{-3} (SI). Dans la littérature, la masse volumique des déchets est souvent désignée, maladroitement, par les auteurs, par *densité* qui est un nombre sans unité, égal au rapport d'une masse de substance ou matériau homogène à la masse du même volume d'eau pure à une température de 4 °C environ. L'origine de cet équivoque est du fait qu'en anglais le mot *mass-density*, qui désigne la masse volumique, est souvent réduit à *density*.

La masse volumique est l'un des paramètres important aussi bien dans le choix et la conception des moyens de transport des déchets urbain (en particulier dans les PED) que dans la stabilisation des déchets en décharge. Elle dépend de la composition des déchets et en particulier de la fraction organique avec une humidité élevée, et de la fraction des fines inférieure à 8 mm (sable et poussière) dans certains PED. En effet, la masse volumique relativement importante des déchets en Tanzanie, par exemple, est due à la teneur élevée en matière organique qui est de 78 % (Mbuligwe et Kassenga, 2004) et en Mauritanie, où cette fraction est absente dans les déchets à cause de sa valorisation au niveau ménage et ne représente que moins de 5 % (Aloueimine et al., 2005), la masse volumique est élevée grâce à l'apport de la fraction des fines. En fonction des pays, sa valeur peut varier dans les PI de 100 à 200 kg.m^{-3} et de 130 à 500 kg.m^{-3} dans les PED (Charnay, 2005 et Cointreau-Levine, 1997).

Dans les décharges, après compactage des déchets, la masse volumique peut varier entre 400 et 500 kg.m^{-3} aussi bien dans les PI que dans les PED et peut atteindre 830 kg.m^{-3} .

Le tableau 17, ci-dessous, (paragraphe VI.2.2.3.) donne quelques exemples de masse volumique des DUS dans quelques pays dans le monde.

VI.2.2.2. Humidité

Une importante teneur en eau caractérise les déchets des PED riches en MO (fruits, légumes, reste de nourriture) là où cette dernière n'est pas valorisée. Cette humidité peut dépasser 90 % avec une moyenne en général de 50 % dans ces pays (Charnay, 2005). Dans certains pays la MO est récupérée au niveau des ménages et valorisée comme aliment de bétail et, par conséquent, n'intègre pas le circuit municipal des déchets. L'humidité dans ce cas est très faible. Elle est de 11 % à Nouakchott en Mauritanie (Aloueimine et al., 2005).

Le tableau 17, ci-dessous, (paragraphe VI.2.2.3.) donne quelques exemples d'humidité dans les des DUS dans quelques pays de part le monde.

VI.2.2.3. Pouvoir calorifique inférieur (PCI)

Le PCI est un paramètre essentiel pour définir l'habilitation des déchets au traitement par incinération. Sa valeur diminue avec l'augmentation de la teneur en eau dans les déchets. Sans apport extérieur d'énergie, les déchets peuvent être incinérés lorsqu'ils ont un PCI supérieur à 1200 kcal/kg (Ngnikam, 2002).

D'autre part, la valeur de ce paramètre dépend de la composition des déchets et est la somme des PCI des constituants. Les principaux constituants dont l'apport dans PCI est déterminant, sont les plastiques, le cuir et le caoutchouc, les textiles, le bois et le papier carton avec un apport de 30 ; 21 ; 18 ; 13 et 9 % respectivement. Dans la majorité des PED, le PCI est en moyenne de l'ordre de 1000 kcal/kg, ce qui fait que l'option d'incinérer les déchets n'est pas souvent le choix le plus adapté (techniquement et économiquement) pour le traitement. Dans ce cas, l'utilisation d'un comburant sera indispensable, et, par conséquent, l'incidence budgétaire sera encore plus importante. Dans de rares cas, le PCI peut atteindre 1600 voire plus de 2700 kcal/kg (Georgieva et Varma, 1999 ; Abu-Qudais et Abu-Qdais, 2000 et Aloueimine et al., 2005). En Mauritanie, le PCI est favorisé par la faible teneur en fermentescibles et le taux important des plastiques d'environ 20 % du poids total des OM. Le tableau suivant donne quelques valeurs de PCI dans les DUS de quelques pays pour les déchets bruts que l'on peut comparer avec le PCI de 4498 kcal/kg calculer sur des DU secs de l'Ile Maurice (Mohee, 2002) et qui est proche du PCI du bois qui fait 5000 kcal/kg.

Tableau 17 : Caractéristiques physiques de certains déchets urbains

Pays		Ile Maurice	Maroc	Tanzanie	Mauritanie	PED	PI
<i>Auteurs</i>	<i>Unités</i>	(Mohee, 2002)	Charnay, (2005) et Wicker, (2000)	Mbuligwe & Kassenga, (2004)	Aloueimine et al. (2005-b)	Cointreau-Levine, (1997)	
<i>Masse volumique</i>	<i>kg.m⁻³</i>	-	350	390	410	250-500	100-170
<i>Humidité</i>	<i>%</i>	48	60-70	31	11	40-80	20-30
<i>PCI</i>	<i>kcal/kg</i>	4498	1000	-	2652	800-1100	1500-2700

VI.2.2.4. Matière organique et carbone organique total (COT)

La fraction des fermentescibles constitue la plus grande fraction des déchets aussi bien dans les PED que dans les PI. Elle y représente entre 55 et 35 % de la masse des déchets (Charnay, 2005). Cette fraction peut atteindre plus de 90 % de la masse des rejets dans certains PED (Abbase, 1996). Dans la littérature en anglais, elle est désignée souvent par *organic matter* à cause de sa composition importante en matières organiques que l'on peut mesurer pour évaluer notamment le potentiel organique polluant.

L'évaluation de la matière organique totale dans les déchets, par perte au feu, est importante dans le choix du mode de traitement. Ainsi, une perte au feu importante est un atout pour tout traitement par incinération, si les autres paramètres sont favorables. Elle permettant d'avoir un minimum de déchets ultimes à traiter.

La valeur de la matière organique, analysée par perte au feu, varie selon les catégories de déchets. Les plastiques en contiennent 92 %, les textiles 90 %, le bois 84 %, les putrescibles et le papier-carton 82 % on observe de très faibles taux pour les autres fractions telles que les incombustibles non classés, le verre, les métaux (François, 2004). Dans certains pays où la fraction des fines est importante, on peut y trouver un taux plus ou moins important de SV dû aux déchets animaux. Le tableau 18 donne certaines valeurs de la matière organique relative aux DUS dans quelques PED et en France. Le minimum observé en Malaisie est dû au faible apport des principales catégories dans les déchets (plastiques, textiles, bois) malgré le taux important de matière organique. D'autre part, en Mauritanie, où on a un faible taux de fermentescibles, la teneur en SV relativement importante est due à l'apport des plastiques (20 % environ des déchets), des textiles totaux et des papiers-cartons et complexes. Il va de même pour les déchets français avec un taux de fermentescibles et végétaux relativement faible, la valeur des SV est due à l'apport des papiers-cartons et les plastiques qui représentent respectivement 24 et 12 % de la masse des déchets (Wicker, 2000).

Tableau 18 : Matière organique (MO) dans les DUS

	<i>Ile Maurice</i>	<i>Malaisie</i>	<i>Tanzanie</i>	<i>Mauritanie</i>	<i>France</i>
Références	[Mohee, 2002]	[Kathirvale et al. 2003]	[Mbuligwe et Kassenga, 2004]	[Aloueimine et al. 2005-b]	[François, 2004]
MO %	85	31,36	80	52,2	59

VI.2.2.4.1. Matière organique ou solides volatiles (SV)

Les matières volatiles solides dans les déchets sont définies comme la fraction qui devient volatile en brûlant à 550 °C le déchet, préalablement séché à 105 °C. Le résidu de cette opération ou partie non consommée est appelé substances non volatiles (SNV). Toutefois, les résultats obtenus pour la détermination des SV par calcination correspondent à la matière organique totale, c'est-à-dire la somme de celle contenue dans les fractions biodégradables (fermentescibles, déchets verts, etc.) et les fractions difficilement dégradables comme le plastique. Cette différence est surtout importante dans la mesure où l'on s'intéresse à la dégradation des déchets en fonction du temps. En effet, la prise en compte de l'apport des plastiques dans la MO totale dans l'évaluation de l'état de dégradation d'un déchet induit une surestimation de cet état, ce qui conduirait à des conclusions pas tout à fait exactes. C'est pour quoi dans ce cas, il est important de soustraire toutes les fractions difficilement dégradables des déchets avant de procéder à l'analyse des SV par perte au feu (François, 2004). Par ailleurs, le suivi de ce paramètre est essentiel dans l'évaluation de l'état de dégradation du compost.

VI.2.2.4.2. Le COT

Ce paramètre est l'une des caractéristiques importantes à déterminer dans un déchet. Comme la matière organique, il peut être utilisé pour l'évaluation de la dégradation des déchets et leur aptitude à être mis en décharge (AFNOR, 2001).

Le COT peut être déterminé par différentes méthodes : La méthode normée NF EN 13137 composée de deux méthodes.

VI.2.2.4.2.1. La méthode normée NF EN 13137

(AFNOR, 2001) donne deux méthodes différentes pour le dosage du COT :

- une méthode indirecte consistant à l'obtenir par différence entre les valeurs du carbone total (CT) et le carbone inorganique total (CIT)
- une méthode directe qui permet à obtenir directement sa valeur. Les modes opératoires sont les suivants :

Méthode indirecte

Le CT dans l'échantillon non séché est transformé par combustion en CO₂ dans un flux d'oxygène exempt de CO₂. Le CIRAD (2004) préconise une température dans le four de 850 °C avec un apport très bref d'O₂ favorisant une rapide montée de température à 1800 °C pour permettre une combustion totale. Schumacher (2002) note qu'une température supérieure à 1350 °C permet la destruction complète des carbonates inorganiques présents éventuellement dans l'échantillon. Le CO₂ ainsi libéré est mesuré par une technique appropriée (spectrométrie infrarouge, gravimétrie, volumétrie, autres).

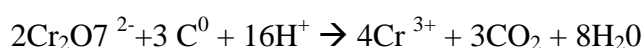
Le CIT est déterminé séparément par acidification de l'échantillon et purge du CO₂ libéré qui sera mesuré à l'aide de l'une des techniques citées ci-dessus.

Méthode directe

Dans cette méthode, les carbonates, présents dans l'échantillon, sont tout d'abord éliminés par un acide minéral non oxydant (H₃PO₄) avant de procéder à la combustion dans un flux d'O₂. Afin d'assurer une combustion totale permettant de transformer tout le carbone organique en CO₂ et augmenter le taux de récupération, on peut utiliser des catalyseurs/modificateurs tels que l'étain, le cuivre, l'oxyde d'aluminium, ... (AFNOR 2001 et Schumacher, 2002). A l'issue de cette combustion, le CO₂ libéré est dosé par l'une des méthodes citées plus haut et exprimé en carbone.

VI.2.2.4.2.2. Oxydation par voie sèche ou méthode Walkley-Black

C'est la méthode la plus rencontrée dans la littérature grâce à sa simplicité, sa rapidité et le minimum d'équipement qu'elle nécessite (Schumacher, 2002 ; François, 2004 et Charnay 2005). Selon ces auteurs, une quantité d'échantillon de 0,125 à 1,0 g est analysée. Ainsi, la matière organique est oxydée à froid et en milieu acide (H₂SO₄) par du bichromate de potassium en excès (1M) conformément à la réaction suivante :



Le bichromate n'ayant pas réagi avec la matière organique est réduit par un excès de fer (II) (solution de sulfate double de fer ferreux et d'ammonium à 0,5 N) ou sel de Mohr, dosé en retour par du bichromate de potassium (1M). Afin d'éviter les interférences dues à l'éventuelle présence de (Fe³⁺) l'ajout de H₃PO₄ peut s'avérer utile (Schumacher, 2002). Les teneurs sont calculées en tenant compte du fait que 76 à 77 % du carbone organique total sont oxydés (Charnay, 2005 et Schumacher, 2002) et 1 mL de bichromate correspond à 3 mg de

carbone organique. Toutefois, à cause de cette oxydation incomplète dans la littérature on trouve un facteur de correction de 1,33 communément utilisé pour ajuster le taux de récupération du carbone organique (Schumacher, 2002).

Le taux de carbone organique mesuré peut être calculé suivant la formule :

$$\%C_{org} = [x_1 - (10 - x_2)].0,003.1,33.\left(\frac{100}{m}\right)$$

M : masse de déchets (g)

x₁ : volume de bichromate versé (mL)

x₂ : **volume** de bichromate utilisé pour titrer la solution de sel de Mohr (mL)

VI.2.2.4.2.3. Oxydation à chaud

Il s'agit de la méthode normée NF ISO 14235 selon laquelle le carbone organique est oxydé à 135 °C dans un mélange de solutions de bichromate de potassium (0,27 mol/l) et d'acide sulfurique concentré. Les ions bichromate sont alors réduits en Cr³⁺ et les ions Cr⁶⁺ en excès sont déterminés par spectrométrie à une longueur d'onde de 585 à 601 nm (Charnay, 2005 et Schumacher, 2002) par comparaison de l'intensité des couleurs (absorbances) avec celles obtenues pour étalonnage réalisé dans les mêmes conditions avec du glucose anhydre. La teneur du carbone organique est alors déterminée par la formule :

$$C_{org} = \frac{C}{m.100} \text{ (en g de carbone/kg de matière sèche)}$$

Où

C : teneur du carbone organique trouvée dans la prise d'essai par rapport à la droite d'étalonnage (mg) ;

m : masse sèche de l'échantillon prise pour l'essai (g)

VI.2.2.4.2.4. Méthode empirique

Certains auteurs ont mis en évidence une corrélation entre la matière organique et le COT. Cette relation est donnée par le rapport COT/SV qui se situe pour les déchets frais

entre 0,42 et 0,58 selon l'auteur. Les SV sont déterminés par perte au feu et le COT est déduit de ce rapport :

$$\% C_{org} = a.(\% SV) ;$$

Le coefficient a est spécifique à chaque déchet et dépend de la composition de celui-ci et de son âge (Braun et Jaag, 1970 ; WHO, 1978 et François, 2004). Sa valeur demeure constante pendant un certain temps pour un déchet donné. Ainsi, afin de déterminer la valeur de a le COT est mesuré par l'une des méthodes citées plus haut et le rapport COT/SV est calculé avec une précision de 1% (WHO, 1978). Cette valeur doit être réactualisée périodiquement. Le tableau suivant donne quelques valeurs de a suivant les auteurs.

Tableau 19 : Différentes valeurs de a en fonction des déchets

Auteurs	Braun et Jaag, 1970	WHO, 1970	François, 2004			
	Déchets frais		Déchets de 3 ans	Déchets de 8 ans	Déchets de 30 ans	
a	0,58 - 0,47	0,42	0,42	0,52	0,39	0,36

L'utilisation de ce coefficient pour déterminer le COT est particulièrement pratique dans le suivi de l'état de dégradation des déchets. Dans le contexte des PED où l'on ne dispose pas forcément de laboratoires d'analyses, son utilisation peut s'avérer l'unique moyen de déterminer le COT. François (2004) rapporte qu'une teneur en carbone organique proche de celle d'un sol (2 – 3 %) atteste d'une forte minéralisation des déchets.

VI.2.2.5. Métaux lourds

L'évaluation des quantités des métaux lourds dans les déchets est importante et permet d'évaluer leur potentiel polluant et, par conséquent, entreprendre les mesures appropriées pour atténuer leur impact sur la santé des populations et sur l'environnement. La présence des métaux lourds dans les déchets est tout d'abord due en grande partie à leur utilisation dans l'industrie pour la fabrication de produits (piles, aérosols, ustensiles de cuisine, peintures, encre, composants électroniques, etc.) ou comme emballage pour divers produits (boîtes de conserve, briques de lait et de jus, papier, carton, plastiques, etc.). Cependant, l'apport de ces métaux lourds dans les OM varie en fonction des catégories qui composent le déchet et en fonction du métal considéré. Leurs toxicités varient considérablement d'un métal à l'autre.

VI.2.2.5.1. Effets des métaux lourds sur la santé et leurs origines dans les OM

Les métaux lourds présentent divers effets indésirables sur la santé humaine et animale et pour l'environnement de manière plus globale. Quelques caractéristiques sur ces effets sont données ci-après (Meou et Le Clerc, 1999 ; Report, 2002 et François, 2004) :

Le cadmium : le Cd est toxique pour l'homme. A faibles concentrations il s'accumule principalement dans les reins provoquant la sécrétion de quantités anormalement élevées de protéines dans les urines (protéinurie) et des affections respiratoires chez l'homme. Il provoque aussi des dommages importants au niveau des reins chez les animaux. L'apport en Cd est généralement lié à la consommation des végétaux (fruits, légumes et céréales) contaminés par un sol pollué par cet élément. En effet, des études ont montré qu'en agriculture, une augmentation de la teneur de Cd dans le sol induit une augmentation dans son assimilation par les plantes. Dans les OM, le cadmium provient essentiellement des déchets spéciaux (piles au Ni-Cd, piles boutons dans la fraction des fines et aérosols) et des plastiques (pigments).

Le chrome : Alors que sous forme de Cr (III) il est essentiel à la vie humaine et animale, le chrome hexavalent (VI+) est généralement considéré le composé le plus toxique. Le chrome peut provoquer les cancers (poumons, nez, estomac, intestin) et les dermatites. Dans les OM, à part la catégorie des métaux, on le trouve dans les textiles (teintures), les combustibles non classés (déchets issus des tanneries, traitements de surfaces, préservation du bois ...) et les déchets spéciaux (aérosols).

Le cobalt : le cobalt est peu toxique mais bioaccumulable. Dans les déchets, il provient principalement de l'encre utilisée dans les constituants de la fraction papier (emballage papier, brochures, magazines, etc.) et des colorants utilisés dans le textile.

Le cuivre : la toxicité du cuivre se manifeste par des gastro-entérites avec nausées et des irritations intestinales. Dans les OM, il provient des catégories papier et cartons (encre, agrafes, trombone, vernis,...), des textiles (colorants, fermetures, boutons, ...), des métaux (fils électriques, tuyaux, robinet, ...), des spéciaux (aérosols) et éventuellement des fines (agrafes, trombones, boutons, ...).

Le mercure : le risque lié au mercure est principalement dû au méthyle de mercure d'origine alimentaire en particulier provenant du poisson ou des produits dérivés. Il est

toxique pour l'homme à faibles concentrations. Son ingestion provoque l'affection de différents organes et notamment le cerveau (mémoire, fonctions sensorielles et de coordination). Comme le plomb, il peut affecter l'enfant, au stade embryonnaire via le placenta, altérant son développement mental. Les principales source du Hg dans les OM les piles et les batteries.

Le nickel : le nickel provoque des maladies respiratoires, l'asthme, les malformations congénitales les cancers du nez et des poumons. Outre les métaux, dans les déchets Ni provient des colorants utilisés dans le textiles, des piles et des aérosols.

Le plomb : la toxicité du plomb se manifeste par des troubles du système nerveux, en particulier chez l'enfant, et l'affection du foie et des reins. On le trouve dans les papiers et cartons (encres d'imprimerie), les combustibles non classés (stabilisants dans les caoutchoucs) et les déchets spéciaux (aérosols), les vernis et peintures.

Le zinc : le zinc est peu toxique. Outre les métaux, ses sources dans les OM sont les catégories de papier cartons (encres), de textiles (fermetures et boutons) textiles sanitaires (crème de soin pour bébé à base d'oxyde de zinc), déchets spéciaux (piles, batteries, aérosols).

Enfin d'autres métaux ont été trouvés dans différentes catégories : l'arsenic provient principalement du verre ; le bore, utilisé dans la fabrication des détergents, est présent dans toutes les catégories et son apport provient majoritairement des cartons, plastiques, éléments fins et des putrescibles ; le manganèse provient principalement des déchets spéciaux (piles) ; l'aluminium- des complexes et des textiles ; et le molybdène- des plastiques et des métaux.

Le tableau suivant récapitule les teneurs moyennes en métaux lourds par catégorie de déchets

Tableau 20 : Concentration moyenne en métaux lourds par catégorie dans les déchets

Concentrations en mg/kg de matière sèche													
Catégories	As	B	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
Déchets putrescibles	0,9	15,1	1,8	62,2	27,7	67,3	112,9	0,2	nd	9,1	153,6	nd	148,0
Papiers	Nd	7,8	1,2	93,5	25,3	61,1	60,6	0,1	nd	10,2	52,9	nd	95,5
Cartons	Nd	31,6	1,4	172,9	23,6	38,1	56,0	0,7	nd	11,8	26,1	nd	112,1
Complexes	Nd	5,9	1,1	399,9	29,1	122,8	132,4	0,4	0,5	16,7	441,4	nd	205,7
Textiles	Nd	12,0	6,8	258,5	118,6	766,3	55,5	0,5	2,7	37,7	99,2	nd	1217,8
Textiles sanitaires	Nd	11,5	1,2	293,2	80,6	38,6	46,8	0,2	0,2	22,1	47,1	nd	1572,2
Plastiques	0,5	21,7	12,1	267,6	96,2	295,8	103,8	1,0	4,3	45,2	160,8	0,1	375,8
Combustibles n.c.	Nd	25,6	14,0	224,3	387,2	497,0	85,4	0,2	nd	19,6	184,4	nd	866,9
Verre	24,0	4,0	1,3	14,1	625,5	14,6	216,3	nd	nd	19,6	373,7	nd	58,0
Métaux	10,8	5,2	7,9	99,6	322,5	15541	2373	0,3	5,4	481,4	9053	0,1	5067
Incombustibles n.c.	5,3	45,7	1,0	18,7	244,0	21,2	444	0,02	nd	23,3	641	nd	558
Piles	Nd	7,2	26,6	nd	nd	73,2	73438	1250	nd	52	77,5	nd	218000
DMS^(*) Aérosols	Nd	15,8	15,8	118	225	21,7	12,1	0,4	nd	388	412	6,6	2391
Eléments fins	4,3	13,3	4,5	25,6	150,7	464,6	304,7	1,3	0,4	34,1	930,8	nd	552,6

nd : non détecté

(*) A cause des difficultés d'analyser les déchets ménagers spéciaux (DMS), seuls les piles et les aérosols ont été analysés. Source : ADEME d'après Meou et Le Clerc, 1999

VI.2.2.5.2. Concentration des déchets en métaux lourds

Aussi, disposant de la composition moyenne des OM sur sec et se servant des résultats d'analyse des métaux lourds par catégorie, on peut calculer la teneur moyenne globale des OM en métaux lourds. La gamme de variations des valeurs pour différents métaux lourds contenus dans les déchets est donnée par certains auteurs (Flyhammar, 1997 ; Meoun et Le Clerc, 1999 ; Hassen et al., 2001 ; Lagier, 2000 ; Sorum et al., 2003 ; François, 2004 et Jung et al., 2006) comme le montre le tableau 21 ci-dessous. Les grandes variations de concentrations observées dans le tableau 21 sont liées à la variation de composition des déchets eux-mêmes. Lagier (2000) rapporte que l'hétérogénéité des OM peut induire un coefficient de variation généralement supérieur à 100 %. Par ailleurs, bien que les résultats figurant dans ce tableau soient relatifs aux OM, il est toutefois nécessaire de considérer avec prudence les concentrations obtenues à partir des sites, car ces derniers reçoivent d'autres types de déchets dont les teneurs en ces éléments sont très élevées (déchets industriels, hospitaliers et boues provenant des STEP) (Lagier, 2000 ; François, 2004 et Cointreau-Levine, 1997).

Tableau 21 : Teneurs en métaux lourds dans les déchets : synthèse de résultats bibliographiques

Auteurs	Types de déchets	Teneurs en métaux lourds (mg/kg de déchets sec)						
		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Flyhammar (1997) ¹	Déchets frais (1994-1995)	6	16	139	-	25	216	2677
Meoun et Le Clerc (1999) ²	OM France (1993)	3,9	181	1048	3,0	47,3	736	1020
Lagier (2000) ²	OM (1987)	3-5	-	100-300	0,1-1	-	100-700	400-600
Lagier (2000) ²	OM standard (1990)	5	50-70	149	3	16	268-320	634
Lagier (2000) ²	Déchets de site (1990)	10,5	426	865	<1	200	387	2259
Lagier (2000) ²	Déchets de site (1999)	14,7	-	235	-	-	745	1072
Hassen et al. (2001) ³	OM (2001)	1,3-4,5	29-90	75-181	-	34-85	155-175	553-677
François (2004) ²	OM reconstituées (1991)	9	21	290	-	55	270	600
François (2004) ²	OM reconstituées (1996)	4	350	77	-	57	230	380
Sorum et al. (2003) ⁴	DUS	40,9	55,7	462,9	1,1	28,4	136,0	1713,7
Jung et al. (2006) ⁵	OM (2002 et 2004)	10,22	747	-	-	-	883	2273
Aloueimine et al. (2005) ⁶	OM (2003-2004)	14	228	54	-	64	183	53
Gamme de valeurs	Déchets ménagers	3-41	21-747	75-1048	0,1-3	16-200	100-883	380-2677

(*) : Déchets en Suède (1) ; France (2) ; Tunisie (3) ; Norvège (4) ; Japon (6) et en Mauritanie (6).

La mise en place de données relatives au potentiel polluant en métaux lourds par catégorie est une étape essentielle dans la gestion des déchets en vue de l'atténuation de l'impact de ces éléments sur la santé et l'environnement. Ceci est d'autant plus important dans les PED où de sérieuses réflexions doivent être menées dans ce cadre. Ainsi, ça permet d'orienter les approches de gestion, adaptées au contexte donné, en optimisant leur contribution dans la réduction des quantités spécifiques de déchets destinés à la décharge finale. Par exemple, en faisant un bilan toxicité/quantité par métal et par catégorie, les acteurs impliqués dans la gestion des OM (décideurs, responsables communaux, entreprises, etc.) peuvent concevoir efficacement les programmes d'IEC et auront les arguments nécessaires pour convaincre les populations à adhérer à des programmes de gestion d'OM spécifiques. Ainsi, par exemple, étant donné que les déchets spéciaux sont sensés subir un traitement spécifique, la réduction du plastique, qui est la principale source de Cd dans les OM, contribuerait sensiblement à la réduction des taux en cet élément ; le tri du verre induirait une baisse significative de As, Cr, Mn et du Pb. L'enjeu sanitaire et environnemental de ces éléments toxiques, est particulièrement important quand on tient compte de leur période de demi-vie qui peut aller de quelques jours à quelques milliers d'années selon la matrice (eau ou sol), comme le montre le tableau suivant (Meoun et Le Clerc, 1999) :

Tableau 22 : Période de demi-vie de certains métaux lourds

<i>Eléments</i>	<i>Temps de demi-vie (en années)</i>	
	<i>Dans l'eau</i>	<i>Dans les sols</i>
<i>Arsenic</i>	1,1	2000
<i>Cadmium</i>	-	280
<i>Chrome</i>	-	6300
<i>Cuivre</i>	1,5	860
<i>Mercure</i>	0,9	920
<i>Nickel</i>	-	2300
<i>Plomb</i>	0,07	1700
<i>Zinc</i>	1,5	2100

Deuxième partie : Matériels et Méthodes

I. Populations cibles

Les populations ciblées sont les ménages de différents niveaux de vie socio-économiques, résidents dans différentes zones de la ville de Nouakchott. L'étude de caractérisation concerne les OM produites par ces populations pendant 3 semaines en saison humide et 3 semaines en saison sèche ainsi que l'évaluation de la fraction organique des OM, qui est valorisée au niveau des ménages, produite quotidiennement pendant 9 jours. D'autre part, étant donné que la récupération des déchets se poursuit au-delà des ménages tout au long du circuit des déchets, on a essayé d'évaluer les quantités récupérées à partir des ST sur une durée de 3 jours ou *Récupération au bout de 3 jours (Rec₃)*.

II. Zone d'étude

Ce travail se veut un élément parmi les outils d'aide à la décision en matière de gestion des déchets en Mauritanie. Il vise à contribuer à la mise en place d'une stratégie globale de gestion pérenne des déchets dans le pays en rendant disponible les données quantitatives et qualitatives sur la génération des OM à Nouakchott et en proposant une méthodologie de caractérisation de ces refus, adaptée et à faible coût.

La ville de Nouakchott est un grand centre urbain de 660.860 habitants répartis entre 9 Moughataas (ou quartiers) sur une superficie de 38581 ha (cf. figure 10). Cette population se caractérise par une variation notable de niveau de vie ou standing. On y distingue 3 niveaux de vie : haut, moyen et bas. La disparité entre les différents niveaux socio-économiques peut être observée dans chacune des moughataas (ou quartiers). Les trois standings peuvent même cohabiter dans un petit secteur dans une même moughataas. Néanmoins, la plus grande concentration de chacun des standings est limitée dans l'espace : en fonction de l'habitat, le haut standing est concentré à Tevragh Zeina ; le bas standing dans les bidons villes des moughataas de Teyarett, de Dar Naim, de Toujounine, d'Arafat, de Riyadh et d'El Mina ; et le standing moyen dans le reste de la ville en plus d'une partie de Tevragh Zeina. Ainsi, l'étude de caractérisation des OM a concerné les déchets générés au niveau des ménages issus de ces 3 zones différentes par leur niveau de vie. Pour étudier les fluctuations saisonnières possibles dans les quantités et la composition de déchets (SENES Consultants Limited, 1999), l'étude a été réalisée pendant les deux saisons caractéristiques à Nouakchott : en saison sèche (juillet – août) et en saison humide (octobre – novembre).

III. Echantillonnage

L'objectif de l'étude de caractérisation des OM à Nouakchott, comme dans d'autres pays (ADEME, 2005-a), est de fournir le maximum d'informations et de données de référence pouvant aider les pouvoirs locaux dans la prise de décision relativement à la gestion et au traitement des déchets. En effet, l'accessibilité de cette outil va permettre aux décideurs de pouvoir conduire des études périodiques afin de suivre les changements et les évolutions de la situation de la gestion des déchets ; ceci leur permettra d'optimiser les choix dans de programmes susceptibles de contribuer à résoudre la problématique des déchets (valorisation, recyclage, traitement, etc.).

III.1. Démarche méthodologique d'échantillonnage

Afin de définir le poids d'échantillonnage des OM à trier, deux facteurs sont déterminants et sont pris en compte :

- *Le temps* : puisque dans le plan de travail les échantillons doivent être collectés dans les mêmes conditions au niveau des ménages dans les trois standings, il est prévu que les déchets récoltés pendant une semaine soient triés le huitième jour ou jour « J » pour le haut standing, « J+1 » pour le standing moyen et « J+2 » pour le bas standing (cf. tableau 23). Vu cette contrainte, il était donc indispensable que les quantités d'OM soient triées pendant une journée de travail. Or, lors de la mise en place du dispositif d'enquête, deux agents étaient formés pendant deux jours sur la méthode de tri en triant 250 et 100 kg respectivement le 1^{er} et le 2^{ème} jour. La première fois le travail a été interrompu après 5 heures de tri. 50 kg avaient été triés durant ce temps. La 2^{ème} journée, grâce à l'expérience déjà acquise, le tri a été beaucoup plus rapide. Il a pris 6 heures de travail environ pour trier 100 kg d'OM. En outre, la collecte des déchets au niveau des ménages et leur acheminement jusqu'au site de tri s'effectuent le matin du jour de tri par charrette et prend en moyenne 1 heure 30 min. Aussi, le travail s'effectue dans un dépôt d'OM ou ST en plein air et sans projecteur. Il est impossible d'envisager de travailler la nuit. Enfin, étant donné que cette étude de caractérisation doit représenter les données de bases sur les quantités et la composition des OM dans le pays, le tri a été effectué pour donner le maximum d'informations sur les caractéristiques des refus générés. Ce tri a été fait suivant les 12 principales catégories, en plus des fines, et de 4 sous catégories du plastique. Il s'agit des fermentescibles, papiers, cartons, composites, textiles, textiles sanitaires souillés, plastiques (films PE, PVC, PS et autres),

combustibles non classés, incombustibles non classés, verre, métaux et spéciaux, fines 20 – 8 mm et extra-fines < 8 mm.

- *Les moyens financiers* : la limite des moyens financiers représentait une contrainte majeure et ne permettait pas d'avoir plus d'équipements (table de tri) et de pouvoir payer plus de personnels de tri.

Ainsi, en fonction de ces contraintes on a jugé qu'une journée de travail ne permet pas de trier plus de 100 à 150 kg de déchets. Il reste donc à évaluer la représentativité de ces quantités et à définir leur mode de collecte.

III.2. Définition de la taille d'échantillon

Afin de planifier l'enquête préliminaire et d'arrêter le nombre de ménages nécessaires produisant les quantités de déchets voulues, une pré-enquête indicative a été menée au niveau de la ville de Nouakchott pendant 2 jours. Une pesée systématique de la production journalière des déchets produits par ménage et destinés à l'évacuation a eu lieu. Ceci a permis d'évaluer approximativement le nombre de ménages nécessaires produisant les quantités maximales d'OM pouvant être triées pendant une journée de travail

D'autre part, l'évaluation de la matière organique (ou fraction des fermentescibles) générée et valorisée par les ménages (comme aliment de bétail) a été faite par pesée quotidienne dans les 3 standings. Le nombre de ménages concernés, était réduit à cause du désistement de certains. Ceci était dû aux difficultés pratiques de conservation de cette fraction des fermentescibles pendant longtemps avant le passage des enquêteurs. Cette fraction représente parfois l'unique ration alimentaire par jour pour le bétail.

III.3. Identification des ménages

III.3.1. Zonage et choix des quartiers

En vue de réduire au maximum la variabilité dans le taux de génération des déchets et leur composition, les quartiers de la ville ont été stratifiés en trois grands lots. Les quartiers qui composent chacun de ces lots ont des caractéristiques socio-économiques relativement similaires. Les lots ont donc été classés par niveau de vie ou Standing : Haut standing, Moyen standing et Bas standing. Seul le critère de l'habitat a été déterminant dans cette classification qui est adoptée dans plusieurs études similaires (Schéma Directeur, 2003).

Exception faite du haut standing auquel on attribue un seul quartier (Tevragh Zeina), tous les autres quartiers avaient la même chance d'être tirés au hasard.

III.3.2. Choix des secteurs

Vu les grandes tailles et les superficies importantes des quartiers choisis aléatoirement dans les strates (à l'étape précédente), ces quartiers ont été divisés en lots de 30 habitations environ sur une carte. Après avoir attribué aléatoirement à chaque strate un numéro de 1 à n (où n est égal au nombre de strate par quartier), un échantillonnage aléatoire, par tirage au sort, est alors opéré pour définir le lot de 30 bâtisses environ par standing où l'étude sera conduite.

III.3.3. Identification des ménages par standing

Avant de procéder à l'identification des ménages qui feront l'objet de l'étude, des contacts ont été pris avec les populations et en particulier les chefs de ménages ; 2 jours de sensibilisation et d'explication des objectifs et méthodes de travail ont été utiles dans chaque secteur. Ces journées de sensibilisation ont permis, entre autre, de contrecarrer des campagnes visant à mettre en doute l'objectif réel de l'étude. Elles ont contribué sans doute à la fiabilité des données d'enquête qui seront récoltées dans le futur.

Les secteurs par standing étant choisis, il est alors procédé à l'identification des ménages par échantillonnage systématique comme suit : on commence par la 1^{ère} maison située la plus à l'est et à l'extrémité sud du lot en se dirigeant vers le nord puis la maison qui suit jusqu'à la limite nord du lot et puis en sens inverse (la rangée des maisons opposées). Cette opération est répétée dans la rue parallèle située à l'ouest de la 1^{ère} et ainsi de suite jusqu'à obtention de n ménages ($n \approx 30$) par lot. Si un ménage ne souhaite pas participer on passe au suivant.

Le schéma récapitulant les différentes étapes d'une campagne de caractérisation est proposé dans la figure 24 ci-dessous (paragraphe VIII).

IV. Enquête

L'enquête préliminaire auprès des ménages est une composante indispensable de la caractérisation des OM. Elle est anonyme, ce qui contribue fortement à l'adhésion de la

population cible. Elle permet, d'une part, de recueillir le maximum d'informations utiles voire indispensables pour l'orientation de la stratégie à adopter pour une bonne conduite de l'étude et, d'autre part, d'avoir une idée sur les perspectives en matière de gestion des déchets éventuellement exprimées par les premiers concernés. Il s'agit notamment de connaître la taille des ménages, la pratique de gestion de ses déchets, la valorisation opérée des déchets ou de l'une de ses fractions s'il y a lieu, leur vision pour la gestion globale des refus, si oui ou non ils sont prêts à payer pour un service d'enlèvement d'OM et combien, etc. (cf. annexe 3). La collecte de données auprès des ménages impose des précautions particulières. En effet, pour permettre un déroulement normal des enquêtes, la collaboration des ménages formant l'échantillon est capitale. Il est donc important de connaître la mentalité de ces populations, leur coutumes et traditions. Par exemple, traditionnellement et par superstition, les familles n'aiment pas communiquer le nombre de leurs enfants, cela porterait malheur au ménage. D'autre part, certains ménages ne veulent pas communiquer leur revenu car, selon eux, les résultats peuvent éventuellement être exploités par les autorités pour imposer des taxes. C'est pourquoi, ce genre de questions sensibles doit être abordé avec beaucoup de prudence afin de récolter des informations les plus justes possible, ce qui suppose une formation préalable des enquêteurs. Enfin, pour impliquer davantage les ménages dans l'étude, on a veillé à avoir un interlocuteur responsable du suivi de la collecte au niveau du foyer.

Les enquêtes ont été conduites porte-à-porte pendant 2 jours par standing et ont mobilisé deux enquêteurs à chaque fois durant les deux saisons humide et sèche. Elles ont parfois duré jusqu'au soir en attente de l'arrivée du chef de ménage seul habilité à répondre à certaines questions ! Les informations recueillies sont reportées sur le formulaire d'enquête (annexe 3). Au terme de ces enquêtes, les données sont reportées sur tableur Excel et traitées pour synthèse.

V. Campagne de caractérisation

V.1. Collecte des OM au niveau des ménages

Une fois l'enquête terminée, la mise en place du dispositif de collecte des OM au niveau des ménages a débuté ; notamment a été fixée la date du jour « J » où la collecte des déchets pour l'étude doit débuter. Les déchets étant collectés et conservés dans les maisons pendant une semaine, il était nécessaire de prévoir les nuisances potentielles pour les populations et en particulier les odeurs. Pour y remédier et, par la même occasion, pour bien

conserver les déchets éventuellement générés, on a alors procédé à la distribution de sacs poubelles à chaque ménage la veille du jour « J ». En cas de besoins en sacs poubelles, les enquêteurs, qui continuent la sensibilisation et l'encadrement durant toute la durée de l'étude, en approvisionnent quotidiennement les foyers concernés.

Au début de cette campagne de collecte des OM, il a été constaté une grande incompréhension sur les déchets qui doivent être collectés par les ménages et ceci dans les trois zones d'étude. Dans certains cas les responsables de la collecte ne mettaient dans les sacs que les fractions qualifiées « *propres* » telles que le plastique, le verre ou le papier carton éliminant toutes les autres catégories (textiles, couches-culottes, etc.), tandis que d'autres évitaient de collecter le sable. Ainsi, les OM récoltées pendant les 3 premiers jours n'ont pas servi, elles ont été ramassées et évacuées. Une nouvelle collecte a donc commencé pendant trois semaines successives dans les 3 standings. Après chaque semaine de collecte, les déchets ont été ramassés, acheminés vers le site de tri et triés (cf. tableau ci-dessous).

Tableau 23 : Chronogramme des campagnes de collectes et de tri des OM

<i>Zone d'étude</i>	<i>Jours</i>					
	<i>Collecte</i>	<i>Tri</i>	<i>Collecte</i>	<i>Tri</i>	<i>Collecte</i>	<i>Tri</i>
<i>Haut standing</i>	J ₁ -J ₇	J ₈	J ₈ -J ₁₄	J ₁₅	J ₁₅ -J ₂₁	J ₂₂
<i>Moyen standing</i>	J ₂ -J ₈	J ₉	J ₉ -J ₁₅	J ₁₆	J ₁₆ -J ₂₂	J ₂₃
<i>Bas standing</i>	J ₃ -J ₉	J ₁₀	J ₁₀ -J ₁₆	J ₁₇	J ₁₇ -J ₂₃	J ₂₄

V.2. Ramassage

Le ramassage des poubelles s'effectue chaque semaine, c'est-à-dire le matin du 8^{ème} jour (J₈) pour éviter que les déchets de la nouvelle semaine ne soient collectés avec ceux de la semaine précédente. Ce ramassage se fait en porte-à-porte. Les sacs ainsi collectés sont transportés dans une charrette aménagée et déchargés à l'endroit où ces déchets seront triés (voir figure 13). Dans le cas de du Bas Standing et du Moyen Standing, une parcelle de 65 m² environ a été aménagée à l'intérieur du ST de la Mairie de Toujounine et protégée avec du grillage. Dans le cas du Haut Standing, à défaut de site de transit autorisé, on a utilisé une cour appartenant à la société AFSHIP qui lui sert de ST pour la collecte des échantillons et pour le tri.

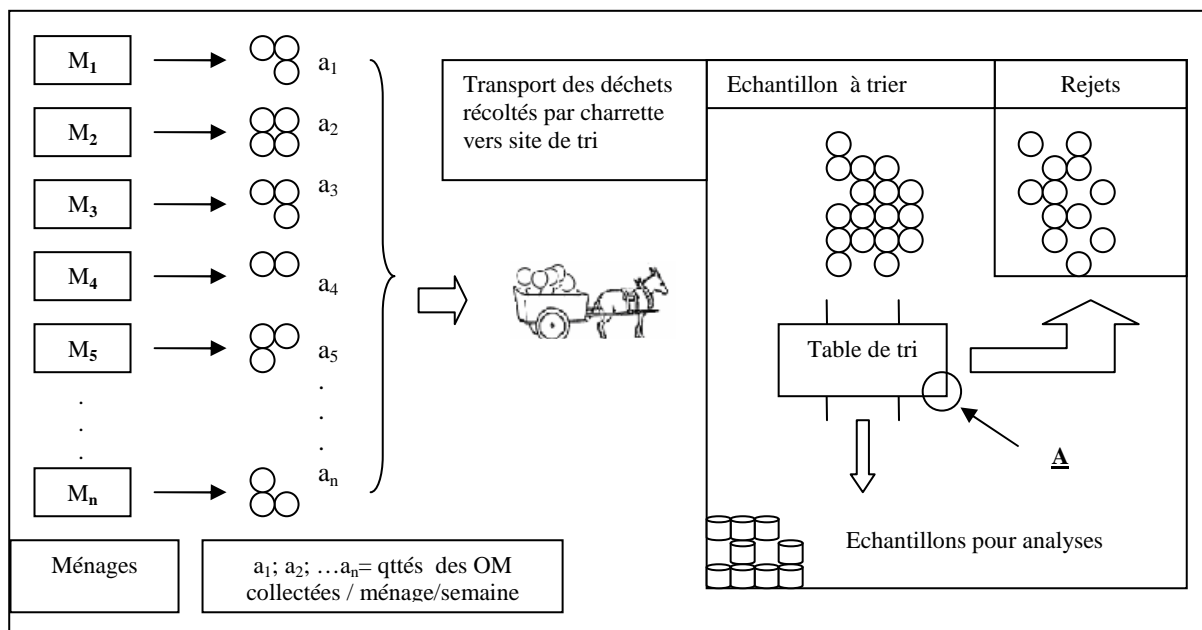


Figure 13 : Schéma du déroulement de la campagne

Vue A

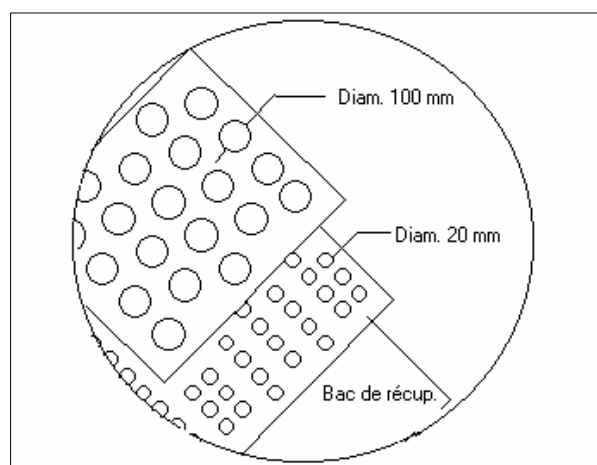


Figure 14 : Vue A: Les 3 niveaux de la table de tri

V.3. Tri

Les résultats du tri des déchets doivent fournir les renseignements essentiels pouvant orienter les pouvoirs publics concernés dans la prise de décisions. Le manque de ces données à ce jour explique en grande partie le retard considérable observé dans le pays - à l'instar des autres PED- en matière de gestion des déchets. Il s'agit principalement de connaître les quantités générées par ménage et par jour dans les différentes catégories socio-économiques de la population, les proportions valorisées au niveau ménage, la composition physique de la poubelle ménagère, la répartition des OM par taille, le potentiel valorisable et stockable et le

potentiel polluant générés par ces refus. Ainsi, en réponse à ces différentes questions, la caractérisation est faite selon les 13 principales catégories répertoriées par l'ADEME dans le MODECOM en 1993 (MODECOM, 1993) et reprise dans la norme française XP X 30-408 (AFNOR, 1996) avec une répartition de la fraction fine en deux catégories (20-8 mm et < 8 mm) et 4 sous-catégories du plastique.

Le tri est généralement fait sur déchets humides bruts dans la grande partie des travaux de caractérisation des OM. Toutefois, ces déchets peuvent être triés sur produits sec. Cette méthode, proposée par Morvan (2000) et transformée en norme XP X30-466 (ADEME, (2005-a), consiste en un séchage des déchets à 70 °C et en un tri suivant les mêmes catégories et sous catégories que précédemment. Par rapport à la méthode traditionnelle de tri sur humide, elle représente des avantages, mais aussi des inconvénients majeurs en particulier dans son application dans le contexte de la Mauritanie ou dans d'autres contextes similaires (ADEME, 2005-a ; François, 2004 et Aboulam, 2005) :

Avantages

Les principaux avantages du tri sur sec sont ceux rapportés par ADEME (2005-a), Aboulam, 2005, François (2004) et Charnay (2005). Il s'agit tout d'abord de :

- l'amélioration des conditions de travail des trieurs grâce à la réduction des nuisances dues à l'odeur et l'atténuation du risque de contamination bactérienne et virale auquel les trieurs sont exposés. Cet aspect est d'autant plus important que dans les PED les déchets dangereux et à haut risque de contamination sont évacués avec les OM (Cointreau-Levine, 1997) (par exemple ceux des activités de soins).
- L'amélioration de la précision des résultats du criblage grâce à l'utilisation d'un trommel à la place de la table de tri. En effet, les opérateurs peuvent forcer de faire passer certains déchets de grandes tailles à travers un diamètre de crible plus petit. Par ailleurs, le tri sur sec est particulièrement plus adapté quand il s'agit de déchets très humides ou pâteux tels que ceux produits dans les PED en général dont l'humidité est souvent supérieure à 50 %. Les OM de Nouakchott étant caractérisées par une faible humidité de 11 % à cause de la valorisation de la fraction fermentescible au niveau des ménages, le tri sur

humide n'aura pas une influence très significative sur la précision dans le cas où l'on utilise le trommel comparé à la table de tri.

- La rapidité de cette méthode permet de gagner 12 heures de travail, soit 1/3 des 36 heures habituellement nécessaires pour effectuer le tri de 500 kg d'OM brutes (Aboulam, 2005). L'utilisation du trommel à la place de la table de tri permet, selon l'ADEME (2005-a), un gain beaucoup plus important et permet de diviser le temps du tri par 2 et ne nécessite que 2 agents. Toutefois, cet avantage n'en serait pas un dans le contexte de Nouakchott à cause des coûts d'investissement dans le trommel (6000 €) et de fonctionnement (entretien) même si son amortissement est de 6 ans.

Inconvénients

Relativement à son application dans le contexte de Nouakchott, la méthode de tri sur sec présente les inconvénients suivants :

- la nécessité d'avoir des étuves de séchage de grande taille habituellement pour usage spécifique, et pas nécessairement disponibles où les seules étuves qui existent sont celles des laboratoires et en général en quantité et en volume limités. Dans ces cas, le séchage d'importantes quantités de déchets, ne peut être envisagé qu'en petit lots en occupant un grand nombre de ces étuves, il faut ajouter à cela le temps nécessaire pour le séchage qui sera de 48 heures au lieu de 24 (ADEME, 2005-a), ce qui pénaliserait les activités du laboratoire concerné. La durée de séchage peut être beaucoup plus importante (3 à 4 jours) en fonction de la teneur en eau.
- les informations sont obtenues sur les déchets secs, ce qui n'est pas opportun car, en général, l'objectif principal de la caractérisation est de fournir des données sur l'état brut des rejets en vue de leur traitement ou de leur gestion. En France par exemple, on peut calculer la composition des déchets sur humide à partir de leurs caractéristiques sur sec et de l'humidité totale grâce à des grilles de conversion (Aboulam, 2005 et ADEME, 2005-a). Toutefois, ceci demande une base de données qui n'existe pas encore en Mauritanie. Ainsi, le tri sur sec reste un inconvénient dans le cas de ce pays où cette

étude permettra de disposer des premières données de référence (SGDSN, 2003).

- le séchage favorise la libération des particules fines et, par conséquent, la fraction des extra-fines ou sable, dans le cas de la Mauritanie, risque d'être surestimée.

Ainsi, les campagnes de tri réalisées au cours de cette étude à Nouakchott ont été effectuées sur déchets humides bruts suivant le MODECOM moyennant toutefois quelques modifications en fonction des réalités du terrain.

L'opération de tri a nécessité le matériel et les équipements suivants : 1 bâche, 1 table de tri (2m x 1m), 1 balance de 20 kg de portée avec une échelle de lecture de 20 g, pelles, râteliers, balais, blouses, gants, masques, poubelles, sacs plastique. Le coût global d'une campagne de caractérisation était de 450.000 ouguiyas (1300 € environ). L'étude a occupé 3 personnes (2 trieurs et 1 charretier), soit environ 50 jours de travail à payer en tout et une personne à temps plein pendant un mois environ supposée fonctionnaire et donc non payée sur le projet.

Description de la méthode

Le tri a commencé par la mise en place du matériel. Le site de tri est un terrain vague qui sert de ST à la Mairie de Toujounine, dans le cas du bas et moyen standing, et une cour appartenant à une Société d'Assainissement dans le cas du tri des déchets du haut standing. Ces sites de tri se situent en plein air et ne sont ni couverts ni protégés contre les vents. Ceci a nécessité l'utilisation d'une bâche étalée sur le sol et disposée de manière à ce qu'on puisse récupérer les particules légères qui risqueraient de s'envoler au cours du tri telles que le plastique, le papier et le sable ou les poussières.

Mise en place du matériel : grande bâche de 5m sur 5m, installation de la table de tri avec 2 cribles de 100 et 20 mm et un bac de récupération des fines <20 mm, mise à disposition de balais, pelles, râteliers, balance de pesée, poubelles. Les trieurs sont équipés de blouse de travail, de gants et de masques. Un responsable est prêt à relever les données et à aider les trieurs en cas d'indécision.

Remarque : Certaines études recommandent de trier les éléments grossiers ou hétéroclites identifiés visuellement (> 300 mm) (ADEME, 2005-b), tels que les pneus, les bidons, les grands seaux, les carcasses d'animaux, etc....

Quatre types de déchets de granulométries différentes ont été triés : GROS : $\varnothing > 100$ mm, MOYENS : $100 \text{ mm} > \varnothing > 20$ mm, FINES $20 \text{ mm} > \varnothing > 8$ mm, EXTRA FINES $\varnothing < 8$ mm.

La figure suivante donne l'organigramme de tri effectué :

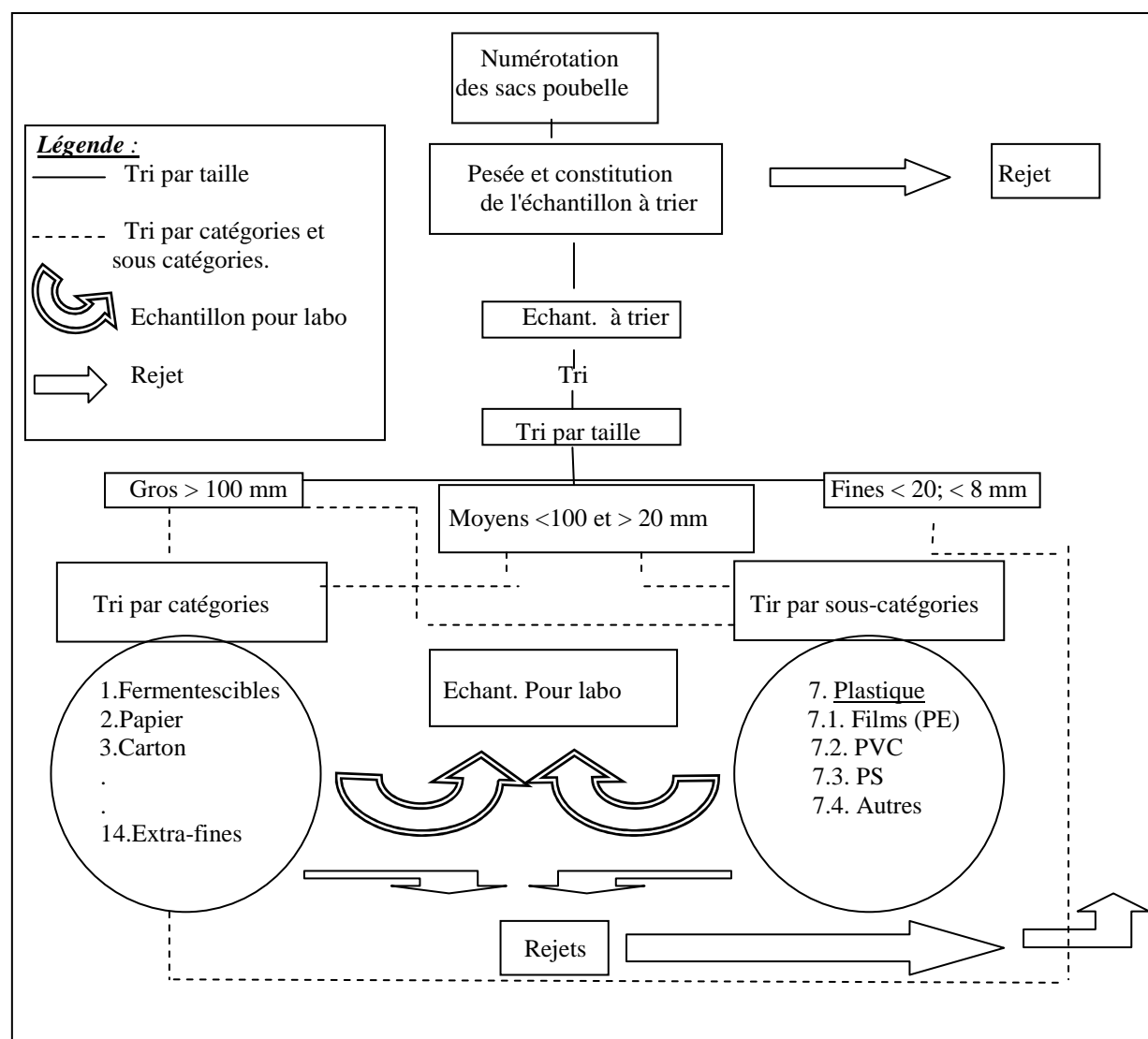


Figure 15 : Organigramme du tri

V.3.1. Constitution de l'échantillon à trier

1 : Une fois sur le site, les déchets sont pesés et regroupés en lots de 2 à 7 sacs. Chaque lot doit avoir un poids de 2 à 8 kg environ (le poids des sacs varie de quelques

centaines de grammes à quelques kilogrammes). Les lots ainsi constitués sont numérotés aléatoirement de 1 à n (où n est le nombre de lots). La constitution de l'échantillon à trier est faite aléatoirement par tirage au sort d'un nombre m de ces numéros de lots de manière à obtenir un poids de 130 à 150 kg. Pour minimiser les erreurs liées à la pesée, l'échantillon constitué est repesé encore en mettant à chaque fois le maximum sur la balance. Le reste des déchets est mis de côté pour un éventuel tri au cas où le temps le permettrait.

2 : Noter les anomalies et les problèmes rencontrés.

V.3.2. Tri des gros (diamètre du crible >100 mm)

3 : L'échantillon ainsi constitué est trié de la manière suivante : déverser progressivement le contenu des sacs sur la table de tri (premier étage).

Remarque 3 : les trois étages ont été au préalable installés l'un sur l'autre, le plus gros diamètre (100 mm) au-dessus, puis le diamètre intermédiaire (20 mm) et enfin le bac de récupération (voir figure14).

4 : Remuer légèrement, sans forcer, afin que seuls les déchets de diamètre supérieur à 100 mm restent au-dessus de la table.

5 : Procéder au tri des gros par catégories et sous-catégories dans chaque poubelle assignée (nom de la catégorie ou sous-catégorie indiqué sur chaque poubelle). Le tri a été limité à 14 catégories et à 4 sous-catégories pour le plastique.

6 : Une fois la totalité des déchets >100mm sur la table triée, en déverser de nouveau une quantité sur la table de tri et réitérer les points 4 et 5.

Remarque 6 : vérifier que le crible de 20 mm n'est pas saturé ; si est le cas, récupérer une partie de cette fraction dans des poubelles en attendant de la trier.

7 : Trier ainsi la totalité du tas de déchets.

8 : Peser chaque catégorie et sous-catégorie de cette fraction (gros) obtenues et prendre note des poids. Conserver des échantillons de chaque catégories et sous-catégories dans des sacs pour analyse au laboratoire et vider le reste.

V.3.3. Tri des moyens (100 mm < diamètre du crible > 20 mm)

9 : Enlever le crible de 100 mm de la table de tri.

10 : Replacer les déchets > 20 mm sur le crible 20 mm s'ils avaient été enlevés (voir remarque 6).

11 : Remuer les déchets jusqu'à ce qu'il ne reste que les déchets de taille > 20 mm.

12 : Peser la totalité de cette fraction des moyens (> 20 mm), noter le poids puis la verser sur la bâche pour le quartage.

Remarque 12 concernant le quartage : verser la totalité de la fraction sur la bâche.

Mélanger les déchets à la pelle afin d'obtenir une galette circulaire d'environ 1,5 m de diamètre. Couper cette galette en quatre parties égales et conserver les deux quarts opposés sur la bâche. Conserver les deux autres quarts dans des sacs. Recommencer l'opération de quartage pour les deux quarts restant sur la bâche.

13 : Le quartage ainsi terminé, peser les quantités retenues et celles rejetées, noter le poids et procéder au tri par catégories et sous-catégories de cette fraction des moyens (> 20 mm) comme décrit au point 5.

14 : Peser chaque catégorie et sous-catégorie des moyens obtenue, noter les poids et conserver des échantillons dans des sacs pour analyses au laboratoire.

V.3.4. Tri des fines (diamètre du crible < 20 mm)

15 : Oter le crible 20 mm et récupérer la fraction < 20 mm du bac de récupération. Peser et noter le poids de cette fraction.

Remarque 15 : Cette fraction des fines < 20 mm a plus ou moins une constitution pauvre en catégories et n'a pas nécessité un quartage. Elle se compose en effet en grande partie de sable (< 8 mm), de gravas et de « crotins » d'animaux.

16 : Passer au tamis (8 mm) pour séparer les deux catégories obtenues (fine <20 et >8 mm ; fine < 8 mm ou sable), peser, noter les poids et conserver des échantillons pour analyses au laboratoire.

Remarque : Si le temps permet encore de trier les quantités de déchets restantes après la constitution de l'échantillon, le tri est fait en réitérant les étapes des points 4 à 16.

VI. Récupération des déchets (Rec_3)

Pour évaluer les quantités de déchets valorisées au-delà du niveau des ménages, les masses d'OM restantes après le tri (sans les fines totales) ont été pesées (m_0) et disposées sur une bâche sur le site de tri pendant 3 jours. Afin de minimiser les pertes dues aux envois des fractions légères (plastique, papier, etc...), le site est clôturé et la bâche est disposée de façon à retenir le maximum de ces matériaux légers. Ainsi, 3 échantillons par standing (le bas et moyen) étaient étudiés pendant la deuxième campagne de tri et deux au niveau du haut standing car dans ce dernier les déchets étaient entreposés dans une cour et donc peu exposés aux récupérateurs.

Au bout de 3 jours, les quantités restantes (après le passage de récupérateurs) sont de nouveau pesées (m_3) et le taux de récupération au bout de 3 jours (Rec_3) est calculé par différence de poids (initial et final) par la formule suivante :

$$\% Rec_3 = \frac{m_3}{m_0} * 100$$

VII. Validation de la méthode de caractérisation

Afin de valider les résultats de caractérisation obtenus dans cette étude, on s'est intéressé uniquement à l'évaluation des ratios générés en moyenne dans la ville tous standings confondus. Ainsi, « n » ménages ($n > 30$) ont été choisis au hasard dans différentes zones de la ville et leurs déchets ont été collectés dans des sacs poubelles, pendant une journée, et pesés. Ce nombre d'échantillon suffisamment grand permettrait d'avoir une moyenne de production quotidienne qui suit assez bien une loi normale ($n > 30$). Un intervalle de confiance à 95 % approché pour la moyenne est alors construit à partir de ces résultats, ce qui permet de situer la valeur moyenne obtenue durant l'étude.

VIII. Analyses physico-chimiques

Les analyses des OM à Nouakchott ont été réalisées par catégories reconstituées proportionnellement à leur quantité dans les deux granulométries : > 100 mm et $100 - 20$ mm ; les fines étant constituées de deux catégories : fines ($20 - 8$ mm) et sable < 8 mm . L'étude des ordures ménagères n'a pas pris en compte la catégorie hétéroclite des déchets qui est très aléatoire et n'a représenté au cours des deux campagnes qu'un taux très faible.

VIII.1. Mesure de la masse volumique

L'hétérogénéité des OM rend la détermination de la masse volumique relativement délicate. Ceci est dû particulièrement à la représentativité de la masse prise pour la pesée par rapport à la masse totale des déchets. Une fois déversées sur la bâche, les fines, relativement très sèches, se retrouvent en majorité dans les parties inférieures du gisement. Il est donc nécessaire, dans ce cas, de procéder à la pesée des quantités contenues dans les sacs poubelles récoltées chez les ménages. Toutefois, ces quantités sont parfois tassées et dans certains cas elles sont triées par les ménages. Ceci ne permettrait pas d'avoir des résultats fiables dans les mesures. Pour pallier à cela, il a fallu augmenter le nombre d'échantillons (de mesures) durant les campagnes, ce qui contribuera à la minimisation des erreurs. Ainsi, une dizaine de mesures a été réalisée pendant chaque semaine de caractérisation, soit 30 échantillons en tout par standing. Un seau, de 20 litres de volume, est rempli d'OM sans tassement et pesé. Les masses volumiques sont calculées par la formule suivante :

$$\rho = m / v$$

Soit

ρ : masse volumique en kg.m^{-3} ;

m : poids obtenu en kg ;

v : volume du seau en m^3

VIII.2. Mesure de l'humidité

Pour éviter les pertes d'humidité par évaporation par des températures qui peuvent atteindre 40°C sous le soleil, l'humidité est déterminée aussitôt après avoir achevé le tri.

Cette caractéristique est déterminée par séchage à une température donnée jusqu'à un poids constant. Les températures utilisées et le temps nécessaire pour le séchage ainsi que les quantités d'échantillon à sécher varient d'un auteur à l'autre. François (2004) rapporte que certains protocoles proposent de faibles températures allant de la température ambiante à une température de 40 °C tandis que d'autres recommandent des températures plus élevées allant jusqu'à 110 °C. Ainsi, le tableau suivant récapitule certaines conditions, rencontrées dans la littérature, pour déterminer l'humidité.

Tableau 24 : Quelques paramètres rencontrés dans la littérature pour la détermination de l'humidité

<i>Auteurs</i>	<i>Températures, °C</i>	<i>Durée de chauffage</i>	<i>Prise d'échantillon, en g sauf indiqué</i>
<i>Braun et Jaag (1970)</i>	105	-	-
<i>WHO (1978)</i>	100	24 heures	100 - 200
<i>WHO (1978)</i>	{ 170 105	Pendant 10 min, puis pendant 20 min	-
<i>Tchobanoglous et al. (1993)</i>	105	1 heure	-
<i>AFNOR (1996)</i>	80	-	-
<i>Flyhammar (1997)</i>	110	-	1,0
<i>Morvan (2000)</i>	70	-	-
<i>Kelly et al. (2002-b)</i>	105	-	-
<i>Project SWA- Tool (2004)</i>	90	5 – 7 jours	2 - 10 kg

Toutefois, la majorité des protocoles déterminent l'humidité par séchage à la température de 105 °C jusqu'à un poids constant (Braun et Jaag, 1970 ; Diop, 1988 ; Tchobanoglous et al., 1993 ; Mohee, 2002 ; Kelly, 2002, François 2004, Charnay, 2005 et Aloueimine, et al. 2005-b). La durée est en général de 24 heures et la masse de déchets à sécher varie de quelques grammes (Mohee, 2002) à plusieurs kilogrammes (AFNOR, 1996).

Dans cette étude, pour déterminer l'humidité par fraction, le séchage a été réalisé dans les laboratoires de l'Institut National de Recherche en Santé Publique (INRSP). En tenant compte des limites de ces laboratoires et particulièrement des faibles volumes des étuves, d'une part et, d'autre part le fait que les 3 campagnes de tri sont réalisées 3 jours successifs, il était donc nécessaire que le séchage soit rapide. Ainsi, une quantité variant de quelques dizaines de grammes (plastique souvent souillé) à quelques centaines de grammes (incombustibles non classés, constitués en majorité de gravats), selon les fractions en question, a été séchée dans une étuve à 105 ± 2 °C pendant 24 (NF M03-002 (MODECOM, 1993) à 72 heures. Certaines fractions, comme le textile et le textile sanitaire constitué en partie par les couches d'enfants très humide, ont été préalablement pesées et séchées au soleil et à l'abri de la poussière pendant 3 jours avant d'achever leur séchage à l'étuve. La fraction des spéciaux a été séchée sans les aérosols (qui étaient très peu présents dans les OM durant les 2 campagnes).

Le pourcentage d'humidité des catégories de déchets est déterminé par différence de poids de l'échantillon avant et après séchage jusqu'à la stabilisation de la masse par la formule :

$$\% H = (M_0 - M_1) \cdot 100 / M_0$$

Où :

$\%H$ – pourcentage d'humidité

M_0 – masse initiale de l'échantillon avant séchage

M_1 – masse finale de l'échantillon après séchage

VIII.3. Mesure de la matière organique (solides volatiles ou perte au feu) PF

Il existe plusieurs méthodes et techniques pour mesurer la matière organique. Les plus rencontrées dans la littérature sont celles effectuées par perte au feu c'est-à-dire par calcination de la matière sèche à 550 °C (Tchobanoglous et al., 1993 ; Kelly et al. 2002-b ; François, 2004 et autres). Les quantités d'échantillon à calciner ainsi que le temps de chauffage varient selon les auteurs. On recommande de calciner 3 - 4 g \pm 1 mg à 550 °C \pm 5 °C pendant 1 heure (WHO, 1978) ; les mêmes masses environ (4 g) sont proposées par Braun et Jaag (1970) à une température de 600 °C pendant 3 heures alors que Flyhammar (1997) utilise 650 °C pendant 1 heure. François (2004) a calciné à 550 °C pendant 4 heures. Le même auteur rapporte que la durée de calcination peut être de 20 min, de 2 heures ou de 60 heures. Enfin, Aloueimine et al (2005-b) et Charnay (2005) ont calciné des dizaines de grammes à cette même température respectivement pendant 2 et 4 heures.

Ainsi, étant donné que la majorité des protocoles utilisent une température de 550 °C pour la calcination, on choisi, dans cette étude, d'évaluer la teneur en MO par calcination de la matière sèche à cette même température pour faciliter la comparaison des résultats qui seront obtenus. Les échantillons ont été reconstitués proportionnellement à partir des différentes catégories des différentes tailles de tri. Pour cela quelques grammes de l'échantillon reconstitué ont été séchés, broyés et calcinés pendant 4 heures dans un four. Les analyses ont été triplées. La teneur en matière organique ou solides volatiles est obtenue par différence de pesée entre la masse du déchet sec (M_1) et la masse du déchet calciné (M_2) :

$$\%MO = (M_1 - M_2).100 / M_1$$

A noter, toutefois, que les fractions telles que le verre, les métaux et les spéciaux n'ont pas été analysées.

VIII.4. Détermination du pouvoir calorifique inférieur (PCI)

Le PCI des déchets solides est la quantité de chaleur dégagée par la combustion complète de l'unité de masse du combustible en supposant que toute l'eau, provenant de ce dernier ou formée au cours de la combustion, reste au stade final à l'état de vapeur dans les produits de combustion (Diop, 1988 ; Abu-Qudais et Abu-Qdais, 2000).

Plusieurs méthodes sont utilisées pour déterminer le PCI. Il peut être calculé à partir du pouvoir calorifique supérieur (PCS) mesuré à l'aide d'une bombe calorimétrique (Diop, 1988). D'autres méthodes le déterminent à partir de la composition élémentaire des déchets calculée sur sec (Cooper et al., 1999 ; Abu-Qudais et Abu-Qdais, 2000 et Kathiravale et al. 2003) ou utilisent des formules de calcul simplifiées en fonction du PCS et l'humidité ou en fonction des teneurs des déchets en catégories et de l'humidité (Abu-Qudais et Abu-Qdais, 2000 ; Wilson et al., 2001 ; Kathiravale et al. 2003 et Aloueimine et al. 2005-b). Le tableau suivant donne quelques-uns des modèles empiriques utilisés pour évaluer le PCI dans les déchets :

Tableau 25 : Modèles empiriques pour déterminer le PCI des déchets (kcal/kg en masse sèche)

<i>Composition physique</i>	<i>Références</i>
Modèle conventionnel $PCI = 88.2R + 40,5(G+P) - 6W$	<i>Abu-Qudais et Abu-Qdais, (2000)</i> <i>Dong et al., (2003)</i> <i>Kathiravale et al., (2003)</i>
Modèle Ali Khan $PCI = 23(G+3,6.P) + 160(R + Ru)$	<i>Kathiravale et al., (2003)</i>
Autre modèle $PCI = 40(P+T+B+F) + 90R - 46W$	<i>Kathiravale et al., (2003)</i> <i>Wilson et al. (2001)</i> <i>Aloueimine et al. (2005)</i>
<i>Composition élémentaire</i>	
Modèle de Dulong $PCI = 81C + 342,5(H-O/8) + 22,5S - 6(9H+W)$	<i>Abu-Qudais et Abu-Qdais, (2000)</i> <i>Dong et al. (2003)</i> <i>Kathiravale et al., (2003)</i>

Autre modèle $PCI=1558,8+19,96(C)+44,3(O)-671,82(S)-19,92(W)$	<i>Cooper et al.(1999)</i>
Composition qualitative	
Modèle traditionnel $PCI=45M - 6W$	<i>Abu-Qudais et Abu-Qdais, (2000)</i> <i>Kathiravale et al., (2003)</i>
Modèle de Bento $PCI=44,75M - 5,85W + 21,2$	<i>Abu-Qudais et Abu-Qdais, (2000)</i> <i>Kathiravale et al., (2003)</i>

Soit : PCI en (kcal/kg) ; R = % des plastique (en masse sèche) ; P = % papier-carton (en masse sèche) ; G = % du reste des déchets (en masse sèche) ; Ru = % caoutchouc et cuir (en masse sèche) ; T = % textiles (en masse sèche) ; F = % fermentescibles (en masse sèche) ; B = % bois et feuilles (en masse sèche) ; M = % solides volatiles ; W = % humidité et C, O, S = teneurs en ces éléments (exprimé % sur sec).

Le choix du modèle dépend notamment de la précision des résultats et des moyens techniques dont on dispose. Abu-Qudais et Abu-Qdais, (2000) ont développé un modèle mettant en relation directe le PCI et le rapport plastiques/papier-carton. Ils ont mis en évidence cette corrélation, donnée par l'équation (1), qui ont comparé avec le modèle développé par Khan et Abu Ghrarah (équation 2) et celui de Bento.

$$PCI = 267,0(R/P) + 2285,7 \quad (1)$$

$$PCI = 23[F + 3,6R] + 160P \quad (2)$$

La comparaison des résultats obtenus par les mesures et ceux obtenus par les modèles on montré que les deux premiers modèles donnent une bonne corrélation entre le PCI et R/P (coefficient de corrélation de 0,94 et 0,96 respectivement) alors que le modèle de Bento surestime le PCI ($R^2 = 0,015$).

Cependant, ces modèles ne prennent en compte que les fractions organiques dominantes (fermentescibles, papier-carton et plastique) dans certains déchets. Il est donc évident que le PCI pourrait être surestimé ou sous-estimé en fonction de la teneur en d'autres catégories telles que les textiles et les combustibles non classés. C'est ainsi, que pour le calcul du PCI à Nouakchott, On a choisi d'utiliser le modèle suivant qui prend en compte toutes les fractions susceptibles d'avoir un apport dans le PCI.

$$PCI = 40(P + T + B + F) + 90R - 46W$$

Où :

W- humidité moyenne des déchets ; (%)

P, T, B, F, R - les teneurs (en %) respectivement des fractions papier, textile, déchets verts, fermentescibles et plastique.

Toutefois, il a fallu adapter la formule en fonction de la classification des déchets de Nouakchott par catégories. Ainsi, ces teneurs représentent respectivement les fractions de : *P* : (papier, carton et composites), *T* : textiles totaux, *B* : combustibles non classés, *F* : fermentescibles et *R* : plastiques.

VIII.5. Analyse des métaux lourds

L'analyse des métaux lourds permet de connaître le potentiel polluant que recèlent les OM. Dans cette étude, on a déterminé ce potentiel polluant par catégorie pour définir leur apport individuel en métaux. Ceci permet d'identifier la part de pollution individualisée, par élément et par catégorie, dans le but d'orienter les démarches futures de mise en œuvre de programmes adaptés de gestion et de traitement en vue d'atténuer l'impact de ces métaux sur l'environnement.

Dans les OM à Nouakchott, l'analyse a porté sur 9 catégories des 14 triées. Les analyses doublées ont été faites sur les catégories reconstituées comme indiqué précédemment. Ces catégories ont été choisies pour mettre en évidence leur apport en métaux lourds, celui des deux autres principales fractions étant plus ou moins évident. Il s'agit des métaux et des déchets spéciaux, composés essentiellement de piles et de boîtes de médicament. Le verre n'a pas été analysé à cause du manque de matériel adapté (broyeur), car il était prévu que ces analyses soient faites dans les laboratoires l'INRSP.

Les catégories analysées sont : les fermentescibles, le papier, le carton, les complexes, le textile, le textile sanitaire, les plastiques, les combustibles non classés et les fines < 8 mm (sable).

Les analyses ont ciblé 8 métaux dont 2 n'ont été dosés qu'en période sèche. Il s'agit de : Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn. Ces éléments ont été choisis suivant l'importance de leurs apports dans les différentes catégories selon lesquelles les OM sont caractérisées. Ce choix s'est basé sur les données des tableaux 20 et 21 cités plus haut.

Les techniques les plus utilisées pour les métaux sont la Spectrophotométrie (UV), largement utilisée dans les PED à cause notamment du coût relativement abordable, la Spectrométrie d’Absorption Atomique avec une source d’atomisation four ou flamme, la Spectrométrie d’Emission Plasma ou *Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry* (ICP-AES) et la Polarographie.

La technique que nous avons utilisée est la spectrométrie d’absorption atomique flamme (SAA). Ainsi, les échantillons sont minéralisés à chaud à l’eau régale (3 volumes de HCl à 36-38 % pour un volume de HNO₃ à 69 %). Pour minimiser les interférences, de petites masses de 0,1 g de chaque fraction ont été analysées et les essais ont été doublés. La minéralisation a été réalisée dans des matras en pyrex préalablement rincés à l’acide nitrique (10 %), les échantillons sont chauffés à 200 °C, jusqu’à atteindre une évaporation de l’acide. 25 mL à 50 mL d’eau ultrapure sont ensuite ajoutés aux résidus minéralisés du déchet puis les échantillons sont filtrés sur une membrane plane de porosité 0,45 µm.

Les concentrations en métaux sont ensuite mesurées à l’aide d’un spectrophotomètre d’absorption atomique flamme VARIAN Spectra AA 220 FS avec une limite de détection variable selon les éléments dosés (Cd : 0,001mg/l, Co, Cr : 0,004, Cu :0,002, Fe : 0,06, Ni : 0,005, Pb : 0,01, Zn : 0,006).

IX. Estimation des erreurs

Comme décrit ci-dessus, la taille des l’échantillons (ou nombre de ménages) choisie et étudiée est plutôt définie par les limites financières et de temps de protocole. A l’issue de l’enquête préliminaire, les données recueillies on permis de connaître les caractéristiques des populations dans chaque standing : population totale, taille des ménages par standing et autres. Deux approches peuvent être utilisées pour évaluer la fiabilité des résultats obtenus :

- 1) Comme le rapporte Aloueimine et al. (2005-a), on peut comparer les résultats de l’enquête (taille des ménages par exemple) à ceux obtenus par les études statistiques officielles (taille moyenne des ménages) et déterminer la marge d’erreur correspondante ou l’intervalle de confiance d’après la formule suivante :

$$I.C. = \bar{x}_i \pm \frac{t_{\alpha; n-1} \cdot \text{varcoeff}(x_i)}{\sqrt{n}}$$

Avec

I.C. : intervalle de confiance

\bar{x}_i : taille moyenne des ménages par standing obtenue de l'enquête

n : nombre d'échantillons par standing

Var coeff : coefficient de variation obtenu pour chaque standing

$t_{\alpha; n-1}$: est la quantile de la loi de Student à $(n - 1)$ degrés de liberté ; avec un coefficient de risque $\alpha = 0,05$, ce qui veut dire qu'on a 95 chance sur 100 que la valeur réelle du paramètre (taille moyenne des ménages) soit située à l'intérieur de cet intervalle.

- 2) On peut calculer la taille de l'échantillon nécessaire pour satisfaire une précision donnée en fonction de la taille de la population totale (large population $N > 100\ 000$ ou population réduite $N_{sp} < 100\ 000$), de t_p -Student pour un niveau de confiance donné (95 % souvent utilisé) et de la variation au sein de la population ou *split*. A l'inverse, on peut dans certains cas calculer l'erreur correspondante à la taille de l'échantillon étudié.

C'est cette deuxième approche qui a été adoptée dans cette étude. Comme signalé ci-dessus, la taille des l'échantillons (ou nombre de ménages) choisie et étudié a été plutôt définie en fonction des limites de la méthode. Après avoir défini la taille de l'échantillon par standing ou le nombre de personnes composant cet échantillon, en fonction des contraintes décrites plus haut, on a calculé les erreurs correspondantes à chacun des ces échantillons. L'estimation des erreurs a été faite sur les tailles des échantillons par standing (ou nombre de personnes par standing) par rapport à la population totale estimée appartenir au standing concerné et à Nouakchott. Ainsi, le calcul des erreurs est fait à l'aide des formules suivantes (Zurbrügg, 2001) :

Pour une grande population (large population) $N > 100\ 000$:

$$y_{lp} = t_p \sqrt{\frac{p \cdot (1 - p)}{n_{lp}}} \quad (1)$$

Pour une population réduite $N_{sp} < 100\ 000$:

$$y_{sp} = \sqrt{\frac{t_p^2 \cdot p \cdot (1-p) (N_{sp} - n_{sp})}{n_{sp} \cdot (N_{sp} - 1)}} \quad (2)$$

Avec

y_{sp} , y_{lp} - erreurs d'échantillon sur une population réduite (small population indice sp)
et une grande population (large population indice lp) respectivement ;

t_p : t-Student ($t_p = 1,96$ pour un niveau de confiance de 95 %) ;

p : split ($p = 0,5$ pour une population variée 50/50) ;

n_{sp} et n_{lp} : taille de l'échantillon sur une population réduite et une grande population respectivement ;

N - taille de la population ($< 100\ 000$).

Troisième partie : Résultats et discussions

La caractérisation des OM à Nouakchott a permis de mettre en place les données de référence qui pourront servir dans la mise en place d'une stratégie globale de gestion des déchets au niveau national.

En tenant compte des caractéristiques très hétérogènes des OM et l'influence du niveau de vie sur leur composition, il était indispensable de procéder à la minimisation de la variation au sein de la population étudiée. Il a fallu donc stratifier la ville de Nouakchott en trois grandes strates en fonction du niveau de vie et définir les strates et sous-strates dans lesquelles les études de caractérisation allaient être conduites. Au terme de cette stratification, les quartiers suivants ont été choisis aléatoirement par standing. Il s'agit de :

- un quartier dit « bas standing » : Gazra Toujounine
- un quartier dit « moyen standing » : Toujounine Nord
- un quartier dit « haut standing » : Tevragh-Zeïna E-Nord

Le choix aléatoire, par tirage au sort, décrit plus haut pour définir le lot de 30 bâtisses environ par standing, où l'étude sera conduite, a donné les résultats du tableau 26 suivant :

Tableau 26 : Les secteurs d'étude choisis aléatoirement

<i>Standing</i>	<i>Quartier</i>	<i>Nombre de strates</i>	<i>N° de strate choisi</i>
<i>Bas</i>	Gazra Toujounine	2	2
<i>Moyen</i>	Toujounine Nord	3	2
<i>Haut</i>	Tevragh Zeina E-Nord	2	1

Ainsi, les études de caractérisation des OM ont été conduites dans ces strates pendant les deux périodes caractéristiques de l'année à Nouakchott, la période humide (octobre – novembre 2003) et la période sèche (juillet – août 2004). Ceci est dans le but d'étudier l'influence saisonnière sur la génération des déchets.

I. Masse de déchets à trier

Afin de bien planifier l'enquête préliminaire et d'arrêter le nombre de ménages nécessaires produisant les quantités de déchets voulues, une pré-enquête indicative a été menée au niveau de la ville de Nouakchott pendant 2 jours. Il a été procédé aléatoirement au choix de six familles réparties dans les différents quartiers et à la pesée quotidienne de leurs OM produites et destinées à l'évacuation (sans la matière organique valorisée). Les résultats

indicatifs ont montré une variation de production de déchets entre les ménages de 0,5 à 2,5 kg environ, soit en moyenne une production de 1,5 kg par ménages et par jour. Etant donné que la collecte prévue pour l'étude de caractérisation dure 7 jours, un échantillon de 15 ménages permettrait d'avoir les 150 kg (1,5 x 7 x 15) pouvant être triés pendant une journée de travail dans les conditions décrites ci-dessus. Cependant, dans ce genre d'étude, il arrive souvent que certains ménages se désistent au cours de l'enquête. Ainsi, pour plus de sécurité, on a prévu de prendre le nombre de ménages permettant d'avoir le minimum de 100 kg en se basant sur la production journalière minimale par ménages (0,5 kg), ce qui donne un échantillon de 30 ménages environ par zone d'étude.

II. Résultats des enquêtes

Les résultats des enquêtes ont permis de recueillir des informations essentielles pour la bonne conduite des travaux de caractérisation et donc de mieux planifier d'étude. Ainsi, il ressort de ces enquêtes que la collecte et l'enlèvement des OM est très aléatoire et ce malgré la disponibilité des ménages à payer pour un service *régulier* d'enlèvement des déchets. Le montant pouvant être supporté par les familles varie de 500 ouguiyas (1,5 euro) pour le bas standing à 1000 ouguiyas (3 euro) pour les autres.

La gestion des déchets est faite par apport volontaire dans 18 % des cas. En moyenne, seuls 22 % des ménages sont abonnés à un service d'enlèvement de déchets par charrette (informel ou communal). Le service communal d'enlèvement des déchets par camion est complètement absent dans le bas et moyen standing. Il couvre uniquement une partie du haut standing (40 % des ménages).

En outre, 48 % des ménages élèvent des animaux à domicile à Nouakchott. Les fractions fermentescibles et le carton constituent le principal de l'alimentation de ces animaux. En moyenne, chaque ménage, élevant des animaux, dépense 32 UM par jour et par bête pour le complément de nourriture. Ainsi, ces deux catégories de déchets sont celles les plus récupérées par les ménages ainsi que le verre et certains métaux, mais à des taux plus faibles. La figure 16 ci-dessous montre cette différence.

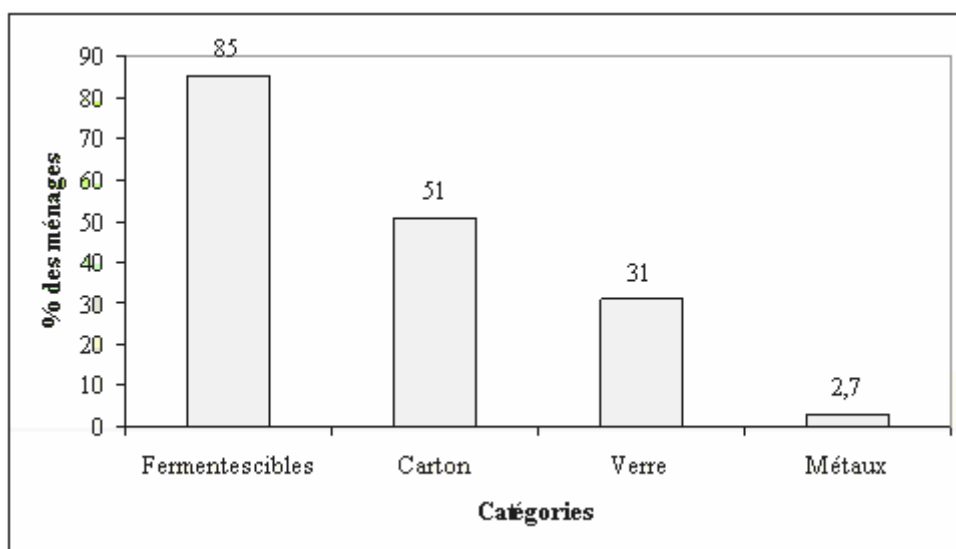


Figure 16 : Taux de récupération des fraction d'OM

Ainsi, avec une récupération aussi importante de la fraction fermentescible des déchets, le compostage ne semble pas une option de traitement envisageable pour le court et moyen terme. Toutefois, les pratiques et les comportements des populations vis-à-vis du recyclage de cette fraction sont susceptibles de changer avec l'évolution des niveaux de vie. Il serait donc important qu'un suivi périodique des taux générés et évacués de cette catégorie de déchets soit effectué.

Les principaux résultats recueillis au cours des enquêtes sont récapitulés dans l'annexe 4.

III. Taille des ménages

L'enquête a été conduite pour recueillir les informations relatives aux populations qui participent à l'étude. Ces informations sont indispensables à la bonne conduite de l'étude et permettent de mieux interpréter les différents résultats obtenus sur la caractérisation des déchets (cf. annexe 4). Le nombre de ménages enquêtés est de 28, 29 et 28 représentant respectivement le bas, le moyen et le haut standing. L'enquête a montré que la taille du ménage diminue avec l'augmentation du niveau de vie. La vraie valeur de cette taille de ménage a 95 % de chance de se trouver dans l'intervalle de confiance figurant dans le tableau 27 suivant. Ces tailles de ménage sont calculées pour $t_{\alpha; n-1}$ (voir table t-Student ou t-distribution) correspondant au nombre de ménages n par standing (cf. tableau 26).

Tableau 27 : Tailles des ménages par standing et à Nouakchott

<i>Paramètres</i>	<i>Bas standing</i>		<i>Moyen standing</i>		<i>Haut standing</i>		<i>Nouakchott</i>	
Nombre de ménages	28		29		28		85	
Nombre de personnes	203		156		144		503	
Taille moyenne des ménages	7,2		5,4		5,1		5,9	
Ecart type	3,37		2,19		2,19		2,77	
Coefficient de variation	47 %		41 %		43 %		47 %	
Erreur	± 18 %		± 15 %		± 17 %		± 10 %	
Intervalle de confiance (avec niveau de confiance de 95 %)	B inf	B sup	B inf	B sup	B inf	B sup	B inf	B sup
	5,9	8,4	4,6	6,2	4,2	5,9	5,3	6,5

B inf. : borne inférieure ; B sup. : borne supérieure

IV. Caractérisation des OM

Pour évaluer l'influence éventuelle des saisons, deux campagnes de collecte et d'étude des déchets ont été réalisées pendant les deux périodes caractéristiques de l'année à Nouakchott : une saison humide (octobre – novembre) et une saison sèche (juillet – août). Ainsi, 28, 29 et 28 ménages respectivement du bas, du moyen et du haut standing ont constitué les échantillons enquêtés et étudiés, soit une population totale de 503 et 511 habitants respectivement en saison humide et en saison sèche. Cette différence de population est due au changement de domicile de quelques membres des familles ou, au contraire, à l'élargissement de celles-ci.

La campagne de caractérisation des OM en saison humide s'était focalisée sur l'étude des déchets destinés à être évacués dans le circuit de la municipalité, donc sans la partie des déchets valorisée au niveau des ménages. En effet, comme l'ont mis en évidence les enquêtes préliminaires, une partie non négligeable des déchets générés par les ménages est valorisée, comme dans d'autres PED (Garcia et al., 2005 ; Sancho et al., 2004 ; Mbuligwe et al., 2004 ; Sané, 2002, Johannessen et al., 2000, et Hoornweg et al., 2000). En plus de la fraction des fermentescibles, utilisée comme aliment de bétail, il s'agit du papier, du carton et du verre mais dans une moindre mesure.

La deuxième campagne de caractérisation des OM a été conduite en période sèche. En plus de la caractérisation des déchets, on s'est intéressé au cours de cette phase à l'évaluation de la fraction organique des déchets valorisée par les ménages. Pour cela, il a été procédé à sa pesée systématique et journalière dans 23, 22 et 20 ménages dans le bas, le moyen et le haut standing pendant 9 jours dont 8 successifs dans le but de couvrir toutes les journées de la

semaine (week-end inclus). Enfin, une évaluation des taux de récupération dans les déchets des sites de transit (au bout de 3 jours), a été réalisée.

Ces campagnes ont permis de connaître les principales tendances des caractéristiques des OM produites à Nouakchott et notamment leurs classifications par taille (fraction granulométrique), par catégories et sous-catégories et selon leur mode de gestion éventuel ou leur classification selon les destinations techniquement possibles (combustibles, compostables, valorisables et stockables). D'autres paramètres physico-chimiques importants des déchets ont été déterminés. Il s'agit de l'humidité, la masse volumique, la matière organique, le PCI et la teneur en métaux lourds.

IV.1. Erreurs d'échantillonnage

Les erreurs d'échantillon ont été calculées en fonction de la taille de l'échantillon étudié par rapport à la population totale par standing. Pour cela, les formules (1) et (2) (Zurbrugg, 2001) ont été utilisées. Les résultats obtenus sont de 4,4 % pour tout Nouakchott et de 6,8, 7,8 et 8,1 % respectivement pour le bas, le moyen et le haut standing. Ces erreurs sont faibles et permettront d'apprécier la représentativité des résultats obtenus durant cette étude.

IV.2. Production de déchets à Nouakchott

IV.2.1. Ratios par Standing

L'étude des ordures ménagères n'a pas pris en compte la catégorie hétéroclite des déchets qui est très aléatoire et n'a représenté, au cours de ces deux campagnes, que moins de 1 % en masse de toute la production des ménages. Le tableau 28 récapitule les résultats des 3 semaines de collecte des OM destinées à l'évacuation (donc sans fermentescibles valorisée au niveau des ménages) par standing en période humide et en période sèche.

Tableau 28 : Ratios par niveau de vie à Nouakchott (calculés sur déchets humides)

<i>Standing</i>	<i>Habitants (nombre)</i>	<i>Production brute (kg)</i>	<i>Durée (jours)</i>	<i>Ratios (kg/hab/j)</i>	<i>Variations (kg/hab/j)</i>	
Saison humide					<i>Min.</i>	<i>Max.</i>
Bas Standing	203	637,5	21	0,15	0,11	0,18
Moyen Standing	156	747,9		0,23	0,21	0,25
Haut Standing	144	604,6		0,20	0,18	0,24
Total	503	1990	21	0,19	0,17	0,22
Saison sèche						
Bas Standing	215	1008,3	21	0,22	0,19	0,27
Moyen Standing	149	688,4		0,22	0,18	0,25
Haut Standing	147	740,9		0,24	0,24	0,26
Total	511	2437,6	21	0,23	0,20	0,26
Moyenne à Nouakchott				0,21	0,17	0,26

L'analyse de ces résultats, qui ne prennent pas en compte la fraction des fermentescibles valorisée au niveau des ménages, montre une faible génération de déchets en général à tous les niveaux avec le ratio le plus faible au niveau du bas standing pour la saison humide. D'autre part, la production par habitant la plus importante est observée dans le standing moyen pour cette même saison. Il s'agit en effet de l'influence de l'habitat sur la génération des OM et particulièrement sur la fraction des fines. Dans le moyen standing les bâtisses sont conçues de telle manière que leur entretien est facile à entreprendre (clôture, sols bétonnés ou carrelés). Les habitations dans le haut standing sont bien protégées contrairement à celles dans le bas standing qui sont exposées aux vents et aux aléas climatiques. Les fractions fines sont en général constituées de sable et de poussières apportées par le vent. En conséquence, plus la concession est protégée moins on a de fines.

Si l'on veut examiner l'apport de cette fraction dans les OM en général, on la néglige dans tous les trois niveaux. En se basant sur les résultats de la caractérisation qu'on verra plus tard, cette hypothèse permet de remarquer que cette fraction des fines constitue 37 et 35 % respectivement dans les déchets du bas et moyen standing contre seulement 19 environ dans le haut standing où les habitations sont bien protégées contre les vents et autres aléas (cf. tableau 29).

Tableau 29 : Ratios par niveau de vie à Nouakchott sans les fines (calculés sur déchets humides)

2003 (saison humide)		2004 (saison sèche)	
Bas Standing	0,10 kg/hab/j	Bas Standing	0,14 kg/hab/j
Moyen Standing	0,15 kg/hab/j	Moyen Standing	0,14 kg/hab/j
Haut Standing	0,16 kg/hab/j	Haut Standing	0,19 kg/hab/j

Bien qu'ils restent toujours faibles, ces ratios montrent une légère progression en fonction du standing (avec toutefois le même ratio pour le moyen et le bas standing en période sèche), ce qui semble être une tendance dans plusieurs autres pays (SEPS, 1993 ; Thogersen, 1996 ; Abu Qdais et al., 1997 ; Tezanou et al., 2001 ; Ngnikam, 2002).

Les résultats obtenus pendant la saison sèche montrent une augmentation des quantités générées en moyenne de 10 % par rapport à la période humide. Cette hausse est plus importante au niveau du bas standing et a présenté 47 % environ par rapport à la saison humide. Cette légère augmentation au niveau du bas et du haut standing reste proportionnelle pour les principales fractions. Ceci peut être dû à l'évolution du mode de vie des populations, mais et surtout à un changement de leur pratique de gestion des déchets. En effet, la première campagne de caractérisation a créé une nouvelle approche de gérer les OM et a créé, chez ces populations, une dynamique positive relative à la collecte systématique de tous les déchets.

Si l'on compare la production moyenne des OM destinées à être éliminées à Nouakchott (0,21 kg/hab/j) avec celles d'autres villes (plus ou moins comparables au moins du point développement économique) et d'autres pays développés, on remarque que celle-ci est très faible (cf. tableau 30).

Tableau 30 : Comparaison des ratios de Nouakchott avec d'autres villes ou pays.

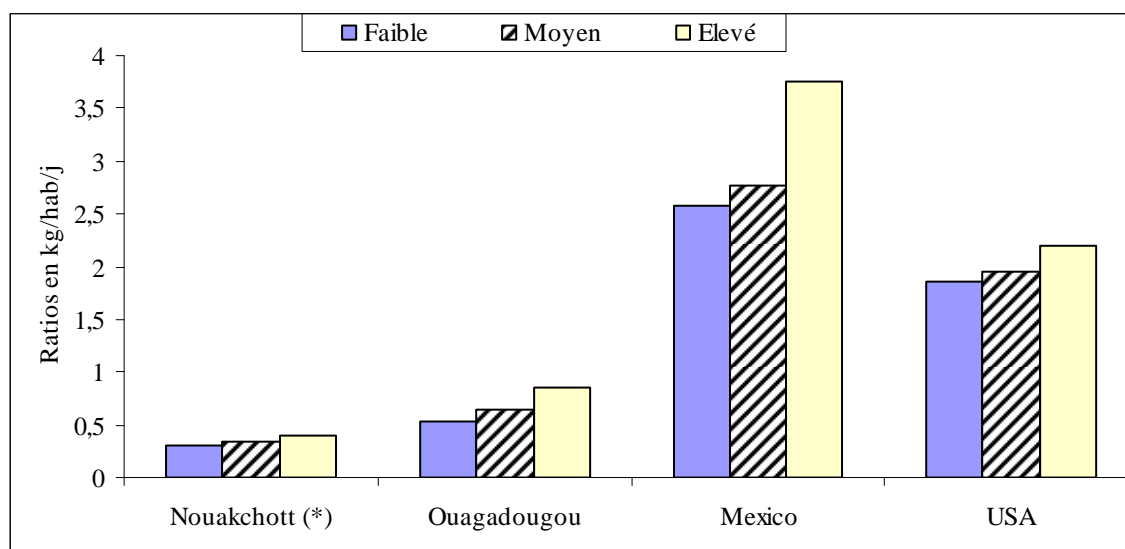
Villes/Pays	Ratios Kg/hab/j	Références	PIB* (millions de \$)	Ordre (PIB)
Nouakchott/Mauritanie	0,21	Cette étude	1532	12
Inde	0,41	Bernache-Pérez (2001)	665071	6
Mexicali/Mexique	0,59	Ojeda-Benitez et al. (2003)	675254	5
Rabat/Maroc	0,60	Guibert (1998)	50031	8
Ouagadougou/Burkina Faso	0,62	Tezanou et al. (2001)	5110	11
Youndé/Cameroun	0,75	Ngnikam (2002)	15865	9
Allemagne	1,15	Bernache-Pérez (2001)	2754727	3
Japon	1,22	Bernache-Pérez (2001)	4671198	2
Ile Maurice	1,3	Mohee (2002)	5907	10
Paris/France	1,4	ADEME (2000-b)	2046292	4
Abu Dhabi/EAU	1,76	Abu Qdais (1997)	104204	7
USA	2,1	EPA (2001)	11865602	1
Mexico/Mexique	3,03	Thogersen (1996)	675254	5

* : Source Banque Mondiale et FMI (d'après Wikipédia, 2004)

La raison principale de cette différence, relativement importante, est le fait qu'une grande partie des ordures ménagères à Nouakchott, et particulièrement la fraction des fermentescibles, est valorisée au niveau même des ménages comme fourrage ou aliment essentiel pour animaux et par conséquent elle n'intègre pas le circuit des déchets évacués. Cette valorisation est plus importante au niveau du bas et du moyen standing où l'élevage d'animaux à domicile est pratique courante presque dans chaque foyer. D'après l'enquête, cette fraction organique au niveau du haut standing est souvent collectée séparément et donnée aux éboueurs récupérateurs ou aux ménages domestiquant le bétail. Ces ménages peuvent se trouver dans d'autres quartiers de la ville. Il va de même pour les fractions carton et une partie des déchets verts. Certains auteurs, ont mis en évidence une corrélation entre le taux de génération des déchets et le niveau de vie des pays (Abu Qdais, 1997 et Bernache-Pérez et al. 2001 et). Cependant, cette affirmation est difficilement vérifiable et semble plutôt aléatoire, comme le montre le tableau précédent. En effet, ceci est dû principalement aux pratiques de récupération et de valorisation de certaines fractions de déchets par les ménages dans la majorité des PED et aux politiques de réduction et de tri des déchets menées dans le PI. Toutefois, on constate que les taux de déchets générés, dans un même pays, augmentent avec le niveau de vie ou standing des populations et cette augmentation de production de déchets dans un standing par rapport à un autre n'est pas fonction du niveau économique global du pays, comme le montre la figure 17 ci-dessous (Thogersen et al., 1996), Tezanou et al. 2001).

En outre, les études de caractérisation ne sont pas conduites de la même manière et, par conséquent, les résultats obtenus ne peuvent être comparés entre eux. Dans le tableau

précédent, si l'on compare, par exemple des PED comme le Maroc et le Burkina Faso ou des PI comme le Japon et la France, le résultat est évident. Il y va de même si l'on compare deux pays, comme le Japon et l'Ile Maurice, produisant presque la même quantité de déchets par habitant et par jour, mais qui occupent économiquement la 2^{ème} et la 10^{ème} place respectivement dans le tableau.



(*) : Les ratios de Nouakchott tiennent compte des matières organiques valorisées

Figure 17 : Variation de production de déchets en fonction du standing dans différents pays

La figure précédente montre une nette progression en fonction du niveau de vie des populations au sein d'un même pays. Cette augmentation est relativement faible au niveau du standing de revenu moyen par rapport à celui de faible revenu alors qu'elle est plus significative par rapport au haut standing indépendamment du niveau économique du pays globalement.

IV.2.2. Extrapolation pour l'ensemble de Nouakchott

La population de Nouakchott est répartie en trois groupes de niveaux de vie économiquement différents. Cette répartition est loin d'être homogène dans les Moughataa et l'on peut même trouver ces différents niveaux dans une même Moughataa.

Ainsi par exemple, la population de la Moughataa de Tevragh Zeina (haut standing) qui est de 45.408 habitants (7,9 % de la population totale de Nouakchott) est composée en fait de 65 % haut standing et 35 % standing moyen. Aussi, partant des ratios du tableau 28 ci-

dessus (§. IV.2.1.) et en tenant compte de la répartition de la population selon les standings, la production totale des OM à Nouakchott (Matières Organiques valorisées non incluses) est évaluée à 5.3910,5 tonnes/an, soit 81,6 kg par habitant et par an, ce qui reste relativement faible. A titre de comparaison, ce ratio est à peine égal à celui en France en milieu urbain pour la seule fraction des fermentescible et déchets verts (Longeon, 2001).

Le tableau 31 suivant donne un récapitulatif de la production quantitative moyenne des déchets générés à Nouakchott et par standing calculée sur poids humide.

Tableau 31 : Génération des OM par standing et à Nouakchott calculée sur déchets humides.

<i>Standings</i>	<i>Population total de Nouakchott (2003)</i>	<i>Répartition de la population par Standing</i>		<i>Production totale de Nouakchott</i>	
		%	Nbre d'habitants	T/j	T/an
Bas Standing	660.860	15,1	100.000	19	6.935
Moyen Standing		80,4	531.121	122,2	44.603
Haut Standing		4,5	29.739	6,5	2.372,5
Totaux	660.860	100	660.860	147,7	53.910,5

V. Production spécifique des OM

L'étude s'est intéressée à l'évaluation de la production des déchets ménagers selon plusieurs considérations et notamment celles pouvant fournir des données indispensables pour la mise en place de stratégie de gestion globale des OM au niveau de la ville de Nouakchott et dans le pays. Aussi, la génération des déchets a été considérée sous trois aspects : production par catégories et sous-catégories, par classe de déchets (ou groupes pouvant être gérés de la même manière) et par fraction granulométrique.

V.1. Génération des OM par catégorie

V.1.1. OM destinées à l'évacuation

Afin de donner une caractérisation détaillée des OM à Nouakchott et pouvoir mettre en exergue éventuellement l'influence du niveau de vie des populations sur la composition de celle-ci, on a procédé à l'analyse quantitative et qualitative des déchets selon un inventaire relativement complet composé des 12 catégories décrites précédemment en plus des fines 8 –

20 mm et celles <8 mm (ou le sable). Le plastique est trié en quatre sous-catégories (films (PE), PVC, PS et autres).

Selon cet inventaire, la caractérisation des OM de Nouakchott, n'a pas mis en évidence de variations significatives par catégorie en fonction de la saisonnalité, comme le montre la figure 18 ci-dessous. Les taux de génération moyens des deux campagnes de caractérisation par standing sont donnés dans le tableau 32. Ils montrent que les déchets sont régulièrement répartis dans ces 14 catégories. Cette répartition des déchets montre que la fraction des fines totales (les fines (8-20 mm) et les fines <8 mm ou sable) représente la part la plus importante par leur composition en poids humide avec 30 % en moyenne à Nouakchott. En taux, cette fraction est suivie de celle des plastiques. Les autres constituants varient légèrement les uns par rapport aux autres dans des proportions faibles avec toutefois un minimum de 0,8 % pour la fraction des spéciaux. A noter que les pertes durant les opérations de tri représentaient en moyenne 1,6 % sur les six campagnes de caractérisation réalisées. Elles variaient, en fonction des conditions climatiques (vent) entre 1,2 et 3,5 %. Les calculs effectués dans ce travail sont faits sans ces pertes.

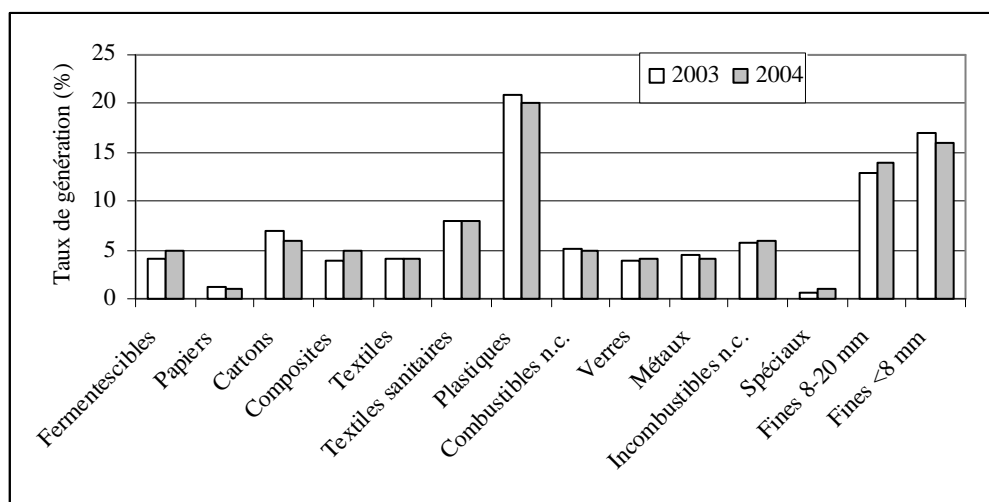


Figure 18: Répartition des OM de Nouakchott par catégorie en période humide et en période sèche

Tableau 32 : Composition moyenne quotidienne des déchets ménagers humides à Nouakchott par catégorie et par standing en %

<i>Catégories</i>	<i>Bas Standing</i>	<i>Moyen Standing</i>	<i>Haut Standing</i>
Fermentescibles	1,2	2,2	11,1
papiers	0,1	1	2
cartons	5,4	5,2	8,2
composites	3,8	4,2	6
Textiles	3,6	4,2	5
Textiles sanitaires	4,5	7,1	12
plastiques	24	17	19
combustibles non classés	5,6	7,3	3,3
verres	3,3	2,1	6,2
métaux	5,5	4	3,1
Incombustibles non classés	4,4	10,2	4,2
spéciaux	0,9	1	0,5
Fines 8-20 mm	17	16	9,1
Fines<8 mm (sable)	20	18	10

La répartition des déchets par catégories et sous-catégories varie légèrement en fonction du standing de l'habitat avec toutefois de très faibles différences entre le bas et le moyen standing pour toutes les catégories exceptés pour les plastiques, comme dans d'autres pays (Henry et al., 2006). Cette variation moyenne est principalement remarquée pour les catégories des fines totales (écart type de 9,6) et des fermentescibles (écart type de 5,4) ainsi que des textiles sanitaires et des plastiques (cf. figure 19). Pour ce qui est des fines, son apport dans les déchets du haut standing est très limité grâce à la conception même de l'habitat qui est souvent bien protégé contre les vent de sable, alors que les fermentescibles sont presque absents dans les OM évacuées du bas et moyen standing car cette fraction est valorisée au niveau des familles, comme expliqué ci-dessus. En effet, les enquêtes, menées auprès des 65 ménages où la production de la fraction organique a été évaluée, ont montré que cette catégorie des déchets est valorisée dans le haut standing presque dans les mêmes proportions que les autres, même si la domestication du bétail est relativement rare chez cette catégorie de ménages (15 % seulement des familles élèvent des animaux chez eux contre 70 et 59 % environ respectivement dans le bas et le moyen standing).

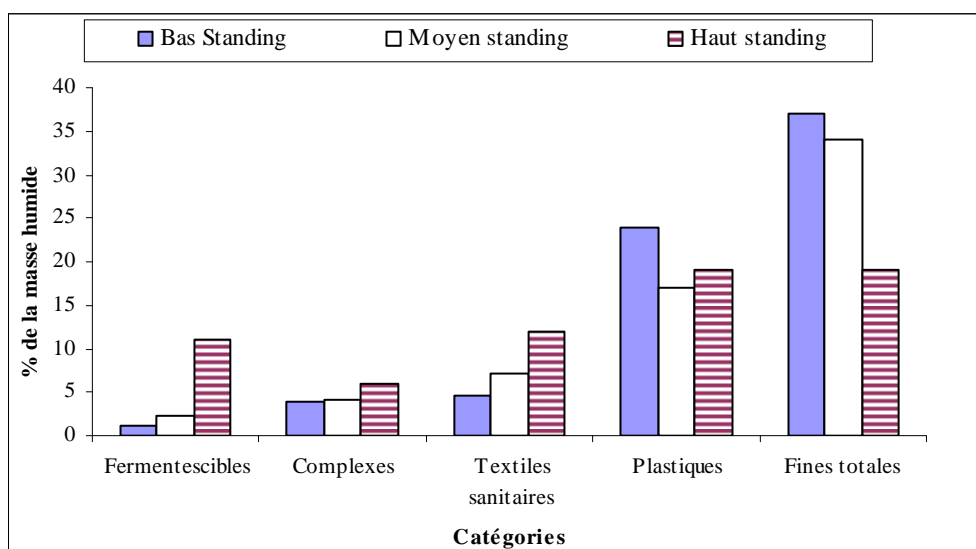


Figure 19 : Principales disparités des catégories en fonction du standing (calculées sur OM humides)

Le graphique figure 19 met en évidence une variation de composition essentiellement de 5 catégories en fonction du type de standing. Après la fraction des fines, constituée de deux sous-catégories (fines 8-20 mm et fines <8 mm (sable)), la production des fermentescibles représente la plus grande différence entre les standings. Au niveau du haut standing cette fraction atteint 11 % contre 1 et 2 respectivement au bas et moyen standings. Bien que valorisée, comme partout dans la ville mais à moindre échelle, cette fraction, présente en quantité relativement importante, est rejetée dans les déchets de la ville. D'autre part, la catégorie des plastiques est générée plus chez les ménages du bas standing qu'ailleurs. En l'absence de politique locale visant la réduction des flux plastiques qui proviennent en majorité des emballages, la présence de cette fraction de déchets qui est devenue un fléau dans les PED et particulier à Nouakchott serait liée à la conception même de l'habitat chez ces populations. Il s'agit de bidonvilles ou « Gazra » non protégés et donc exposés au vent qui pourrait apporter du plastique d'emballage présent en grande quantité dans les rues.

D'autre part, deux catégories de déchets semblent avoir un rapport avec le niveau de vie des populations. Il s'agit des complexes, constitués en majorité de briques de lait, au niveau du haut standing, et des textiles sanitaires constitués majoritairement de couches-culottes dans du moyen et haut standing. Ces produits coûtent relativement chers, ce qui peut expliquer leur faible présence dans les déchets générés dans le bas standing.

La répartition moyenne des OM par catégorie est donnée dans la figure 20 ci-dessous. Cette répartition montre que le plastique domine en masse avec 20 % sur déchets humides suivi de la fraction extra-fines (16 %) et des fines 20-8 mm 14 %. La production en fractions provenant des emballages (papier/carton et le verre) reste inférieure à la production dans les PI, comme en France (25 % pour le papier/carton et 13 % environ pour le verre) par exemple, mais demeure comparable à celle obtenue dans les autres PED (cf. tableau 1 plus haut).

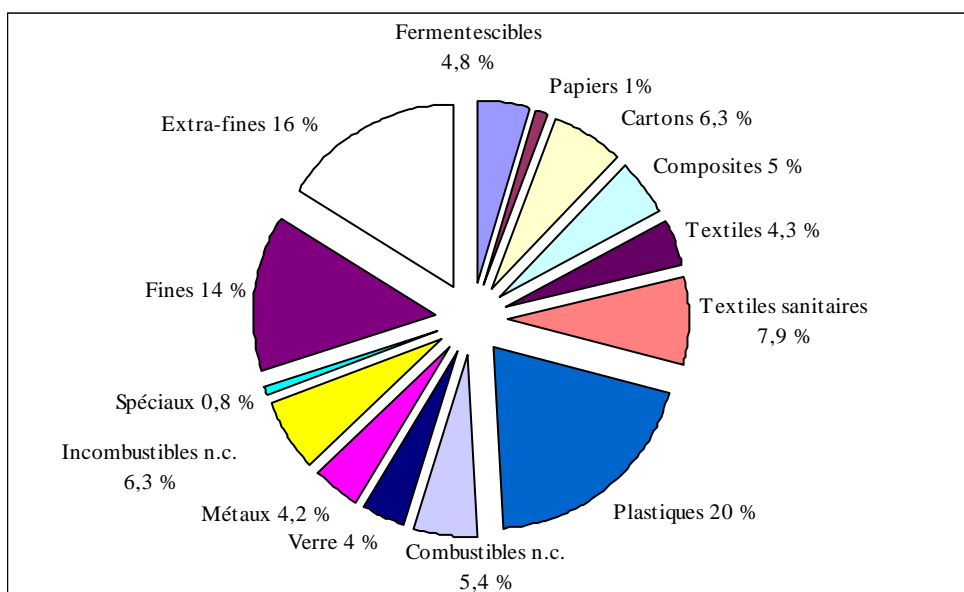


Figure 20 : Répartition moyenne des OM par catégorie à Nouakchott

V.1.2. Matières organiques (fermentescibles) valorisées

Une autre caractéristique des déchets à Nouakchott est l'importante valorisation de la catégorie des fermentescibles au niveau des ménages. C'est ainsi que seul 4,8 % de cette catégorie de déchets est collectée à hauteur de 4,8 % et 87 % de cette fraction provient du haut standing.

Aussi, comme l'ont montré les enquêtes préliminaires, les déchets organiques ou fermentescibles sont systématiquement récupérés à la source et valorisés comme aliment pour le bétail. Au cours de cette étude de caractérisation, on s'est intéressé à l'évaluation de cette fraction organique produite au niveau des ménages. La mise en place de ces données de référence est indispensable pour permettre un suivi de l'évolution de cette pratique de recyclage et de valorisation qui est liée aux habitudes des populations. En effet, l'apparition du haut standing, concentré dans une zone et dont les habitants pratiquaient naturellement

l'élevage d'animaux dans leurs anciennes demeures, a conduit à la disparition progressive de cette pratique jugée désormais révolue.

Ainsi, étant donné que le compostage des déchets organiques est quasi inexistant dans le pays, et que la pratique d'élevage d'animaux à domicile est en régression avec le développement du niveau de vie des populations, à moyen ou à long terme, les quantités de fermentescibles actuellement récupérées se retrouveront dans le circuit de rejets à gérer. Le meilleur mode de traitement de cette fraction serait alors sa valorisation en compost.

La génération de cette fraction par habitant a été évaluée pour chaque standing par pesée systématique de la production journalière dans 23, 22 et 20 ménages dans le bas, le moyen et le haut standing. Pour évaluer les fluctuations éventuellement dues aux week-ends la pesée s'est effectuée durant 9 jours dont 8 successifs.

Caractérisés par une grande masse volumique (humidité très élevée), les fermentescibles ne représentent en moyenne à Nouakchott qu'un peu moins de 5 % du poids des déchets bruts évacués contre 30 % en France, 39 à Ouaga, 68 à Gaborone et 84 % à Douala (NGNIKAM 2002 et Bolaane et Ali 2004). L'évaluation de la partie valorisée a montré qu'il est généré à Nouakchott quotidiennement $0,14 \pm 0,04$ kg par habitant et seule une infime partie est collectées. Ces taux varient selon le standing comme le montre la figure 21 ci-dessous.

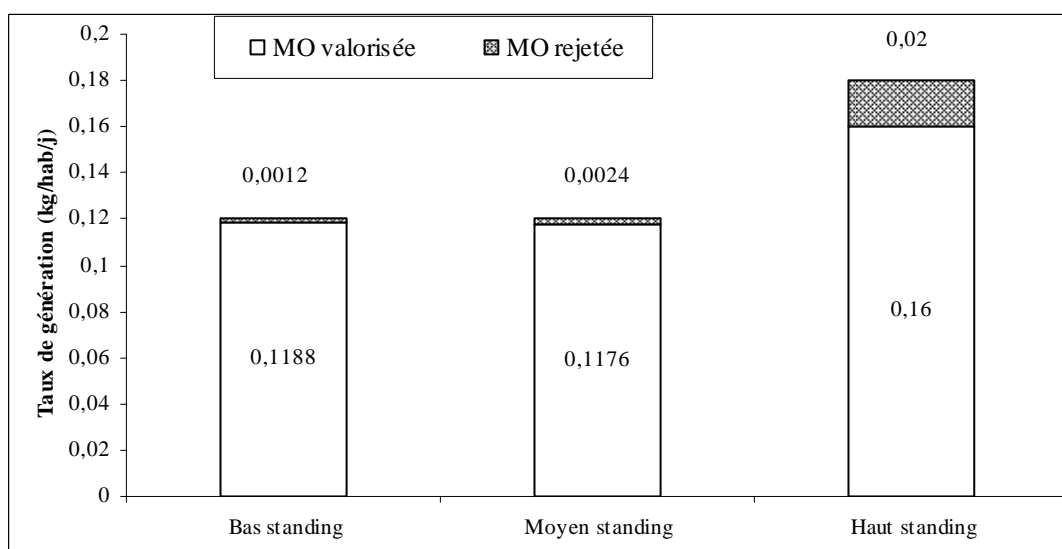


Figure 21 : Génération de la fraction fermentescible par standing (kg/hab/j)

Ainsi, il ressort de ce graphique que plus de 98 % des fermentescibles produits quotidiennement est valorisé au niveau du bas et du moyen standing contre 89 % environ dans le haut standing. Ceci représente une contribution relativement importante dans la réduction des flux en plus de son apport dans l'économie des ménages comme l'indique les résultats des enquêtes. Par ailleurs, si l'on considère la production totale d'OM (fermentescibles inclus) par jour, en vue d'évaluer le potentiel de génération, on constate que les taux sont en moyenne de 0,35 kg/hab/j à Nouakchott répartis inégalement suivants les standing comme le montre le tableau 33 ci-après. A partir des données statistiques sur la population figurant dans le tableau 31, ces taux donnent, globalement à Nouakchott, un gisement d'OM de 222,5 tonnes/jour dont 81 tonnes de matière fermentescible.

Tableau 33 : Génération des OM effective à Nouakchott

Standing	Génération d'OM totale; kg/hab/j	Production d'OM totale à Nouakchott en T/j		
		OM générées	Fraction organique valorisée	Fraction organique rejetée
Bas standing	0,30	30	11,9	0,12
Moyen standing	0,34	180,6	62,5	1,3
Haut standing	0,40	11,9	4,8	0,6
Total à Nouakchott		222,5	79,2	2,02

V.2. Production quantitative des OM

En terme de quantités produites quotidiennement à Nouakchott, la répartition des déchets par catégorie donne les quantités suivantes calculées sur déchets bruts:

Tableau 34 : Production quotidienne des déchets ménagers à Nouakchott par catégorie

Catégories	Flux (humide) %	Flux (humide) T/J	Humidité %	Flux (sec) T/J
Fermentescibles	4,8	7,09	23	5,5
Papiers	1	1,48	3	1,4
Cartons	6,3	9,31	6	8,7
Composites	5	7,39	5	7
Textiles	4,3	6,35	11	5,7
Textiles sanitaires	7,9	11,7	15	9,9
Plastiques	20	29,5	13	26
combustibles non classés	5,4	7,98	10	7,2
Verres	4	5,91	1	5,8
Métaux	4,2	6,2	1	6,1

Incombustibles non classés	6,3	9,31	2	9,1
Spéciaux	0,8	1,18	3	1,1
Fines 8-20 mm	14	20,7	12	18
Fines <8 mm (sable)	16	23,6	15	20
Total	100	147,7	Moyenne=11	131,6

La fraction des fines totales (fines 8-20 mm et les fines <8 mm ou sable) représente 30 % en moyenne de la masse humide des déchets générés quotidiennement à Nouakchott. Le sable représente légèrement plus que la moitié de ce taux (16 %) contrairement à ce qui était admis depuis toujours. En effet, les différents intervenants dans le secteur estimaient que l'un des obstacles majeurs dans la précollecte des OM à Nouakchott est dû aux quantités très importantes de sable dans les OM. Il a été admis que cette quantité représente 40 % des OM générées, et par conséquent, elle rend la collecte de ces rejets plus que problématique. Ainsi, le taux réel de la fraction totale des fines reste relativement comparable à celui obtenu pour les déchets d'autres villes des PED et en France voire même très inférieur dans certains cas (Tezanou et al., 2001) comme le montre le tableau 35 suivant :

Tableau 35 : Proportion des fines dans les déchets ménagers (d'après Tezanou et al., 2001)

Villes	Antananarivo	Ouagadougou	Dakar	Yaoundé	France
% Fines < 20 mm	68	74	26	21	15

D'autre part, à cause du faible taux d'humidité en général dans les déchets, la différence de poids entre déchets humides et déchets secs est relativement faible. Si l'on prend les déchets globalement, cette différence par rapport aux déchets des autres villes de la région doit sa justification, une fois de plus, à la faible teneur en fermentescibles des OM de Nouakchott (4,8 %) comparées à celles d'autres pays (Abbase, 1996 ; Guibbert, 1998 ; Tezanou et al., 2001 ; Charnay, 2005 et Henry et al., 2006). Cette fraction peut atteindre 80 % à 95 % de la masse des OM dans certains pays grâce à leur taux d'humidité très important. Il en va de même pour les catégories qui constituent en grande partie ces déchets (plastiques et fines). Ainsi, les déchets ménagers à Nouakchott se caractérisent par une faible humidité moyenne totale d'environ 11 %.

V.3. Génération des OM par classe de déchets (par mode de gestion)

La répartition des OM suivant leur mode de gestion éventuel fournit un renseignement essentiel sur les approches possibles de gestion des différentes classes du gisement. Le tableau 36 donne cette répartition à Nouakchott calculée sur poids humide.

Tableau 36 : Répartition des déchets par mode de gestion à Nouakchott

<i>Production de Nouakchott</i>	<i>Valorisables</i>	<i>Compostables</i>	<i>Combustibles</i>	<i>Stockables</i>
T/j	53,3	17,9	80,8	146,2
%	36,1	12,1	54,7	99

Les différentes classes de ce tableau se composent comme suit :

Tableau 37 : Répartition des déchets par mode de gestion

<i>Valorisables</i>	<i>Compostables</i>	<i>Combustibles</i>	<i>Stockables</i>
Fermentescibles Papier Carton Plastique Verre	Fermentescibles Papier Carton	Fermentescibles Papier Carton Composites Textiles Textiles sanitaires Plastique Combustibles n. c.	A part les spéciaux qui font moins de 1 %, les 14 catégories peuvent être stockées

V.3.1. Déchets valorisables

Le développement éventuel de filières de valorisation des déchets peut diminuer les quantités à gérer par la Communauté Urbaine de Nouakchott de près de 2/5 de leur masse totale. La valorisation des fermentescibles, du papier et du carton en compost est une voie possible. Elle concernerait un gisement de plus de 17 T/j. Toutefois, étant donné que presque toute la fraction fermentescible, représentant 6 T/j de ce gisement, se trouve dans la catégorie de déchets de taille moyenne (100-20 mm), son tri est très difficile voire impossible. La viabilisation du compostage nécessiterait nécessairement l'organisation de système de tri à la source.

Le recyclage du verre est pratiqué aujourd'hui chez certaines populations. Il peut être renforcé grâce à des campagnes de sensibilisation et à la promotion de débouchées telles que la réutilisation des emballages (bouteilles de jus, boîtes de conserves, etc.). Quant au recyclage du plastique avec une production de 30 T/j, c'est plus aléatoire. Comme pour les fermentescibles, plus de la moitié de cette masse se trouve dans la taille 100 – 20 mm des déchets. Son tri est difficilement réalisable. Le plastique est constitué en majorité de films (PE) d'emballage (cf. figure 22). Dans l'état actuel des choses et dans un contexte climatique comme celui de Nouakchott, avec des vents de sable fréquents, sa valorisation est compliquée et aléatoire à pérenniser. Ceci est dû principalement au prix de revient des matières premières qui risque d'être très élevé à cause notamment de la collecte, du tri et du traitement (lavage et séchage).

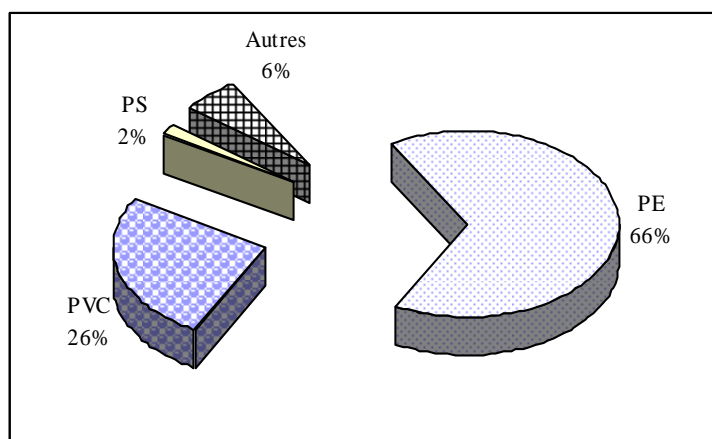


Figure 22: Répartition du plastique par sous-catégories

L'incinération ne semble pas être une option à court terme à cause notamment du coût de la technologie. Cependant, à terme ce mode de traitement pourrait être un choix intéressant avec valorisation de l'énergie grâce au PCI des OM relativement important (cf. V.3.3. déchets combustibles).

V.3.2. Déchets compostables

Les compostables constituent 12 % environ des déchets générés chaque jour à Nouakchott, soit 536 tonnes par mois. Même si elle reste relativement faible, cette quantité peut être valorisée en compostage. En dehors de son impact positif sur l'environnement, cela jouerait un rôle non négligeable en complément voire en concurrence avec les produits

fertilisants habituellement utilisés (eau usée, fumier, bouses, etc.) en agriculture urbaine et particulièrement dans le maraîchage des sites de Sebkhah et Zaatar, par exemple.

Avec un cycle d'obtention du compost (fermentation et maturation) de 4 mois en moyenne (Guibbert, 1998) et une perte massive de 30 % environ, le gisement de compost peut être estimé chaque année à 4500 tonnes. Cependant, le procédé de production du compost nécessite d'importantes quantités d'eau qui pourraient être un inconvénient dans un contexte sahélien où l'eau est plutôt rare et coûteuse.

V.3.3. Déchets combustibles

Les composants combustibles représentent plus de la moitié des OM produites à Nouakchott. Le faible taux d'humidité des déchets et l'importante teneur « solides volatiles » ainsi que l'important taux de plastiques de cette classe seront un atout pour toute gestion par incinération éventuelle, sans oublier l'enfouissement des déchets ultimes (mâchefers et cendres, ~ 30 % des déchets incinérés). Toutefois, les coûts inhérents à ce mode de traitement en plus des exigences relatives à la préservation de la santé et de l'environnement sont d'autant de facteurs limitants le choix de l'incinération comme technique de traitement des déchets dans les PED.

V.3.4. Déchets stockables

A part une infime partie des OM représentant les déchets spéciaux (< 1 %) tous les déchets ménagers produits à Nouakchott peuvent être mis en décharge sans grand risque pour l'environnement et sans difficulté pour l'exploitation des centres d'enfouissement: peu d'humidité et peu de fermentescibles dégradables, une pluviométrie et une température favorables.

La répartition quantitative en % des déchets, suivant leur mode de gestion éventuel, permet de dégager une grande disparité des OM de Nouakchott par rapport à celles d'autres pays, comme le montre le tableau 38 suivant. Cette différence est due, comme signalé plus haut, à la pauvreté relative des OM à Nouakchott en fermentescibles.

Tableau 38 : Répartition des déchets par modes de gestion à Nouakchott et dans d'autres villes (en %)

Villes ou Pays	Combustibles	Compostables	Valorisables	Stockables
Nouakchott	54,7	12,1	36,1	99
Ouagadougou	70	48	61	98
Rabat*	90	78,5	83,5	99
Douala*	93,7	86,4	87,9	100
Europe	89	55	79	99,5
USA	83,2	65	76	98

(*) – Les déchets spéciaux n'ayant pas été mis en exergue, ils ont été négligés et on considère que tous les déchets produits peuvent être stockés ; certaines fractions comme le verre sont groupées avec les inertes (céramique, fines, etc.) et donc ne sont pas prises en compte.

VI. Génération des OM par taille

Le tri par taille a permis de dégager un autre aspect des caractéristiques des déchets ménagers à Nouakchott. Il a été procédé au tri suivant les 4 granulométries décrites plus haut à savoir : les gros (> 100 mm), les moyens (< 100 mm et > 20 mm), les fines (< 20 mm et > 8 mm) et les extra-fines (< 8 mm ou sable).

Les résultats de cette caractérisation par taille montrent que la fraction dominante moyenne à Nouakchott est celle des moyens avec 2/5 de la masse sur déchets humides bruts suivie des gros et de la fraction totale des fines avec environ 1/3 du poids total chacun. Le sable quant à lui ne représente, à lui seul, que 16 % contrairement à ce qui était admis en général à Nouakchott (40 %). Ceci doit permettre d'avoir une nouvelle réflexion sur les stratégies de collecte et de gestion actuellement mises en place localement.

Tableau 39 : Répartition des catégories par taille (en % de la masse humide)

Catégories	Granulométries				Totaux
	Gros > 100 mm	Moyens 100-20 mm	Fines 20-8 mm	Extra-fines < 8 mm	
Fermentescibles	0,6	4,2			4,8
Papiers	0,5	0,5			1
Cartons	4,6	1,7			6,3
Composites	1,6	3,4			5,0
Textiles	3	1,3			4,3
Textiles sanitaires	3,5	4,4			7,9
Plastiques	12,2	7,8			20
Combustibles n.c.	0,6	4,8			5,4
Verres	1,1	2,9			4,0
Métaux	0,4	3,8			4,2
Incombustibles n.c.	0,6	5,7			6,3
Spéciaux :	0,5	0,3			0,8
Fines 8-20 mm	-	-	14	-	14
Extra-fines < 8 mm	-	-	-	16	16
Totaux	29,2	40,8	14	16	100

La fraction de taille moyenne est constituée de toutes les catégories et sous-catégories d'une poubelle ménagère à Nouakchott allant du plastique aux fermentescibles en passant par le verre ou encore les spéciaux. Les films plastiques et les incombustibles non classés, constitués en grande partie de gravats, sont les deux catégories les plus importantes (en pourcentage massique) dans cette granulométrie des OM. Plus de 87 % des fermentescibles se trouve dans la fraction des moyens, ce qui peut rendre le tri de cette catégorie, en vue de sa récupération et valorisation, particulièrement difficile. Ceci justifierait la nécessité de mettre en place un système de tri à la source de cette fraction lorsque l'on envisage le traitement par compostage de cette composante des OM. La fraction des « gros » est constituée, en moyenne à Nouakchott, majoritairement des plastiques et de carton provenant des emballages. On y trouve aussi du textile (sanitaire et autre) avec des taux plus faibles.

Les fines > 8 mm sont constituées essentiellement de gravier, de coquillage, de débris végétaux et de crottins d'animaux selon le cas, alors que les extra-fines < 8 mm se composent presque exclusivement de sable et de poussière. Toutefois, les fines totales représentent, par leur masse, la deuxième part la plus importante avec 30 % du poids total sur humide.

Toutefois, cette répartition des OM par taille varie sensiblement en fonction du standing. La figure 23 ci-dessous donne les moyennes de ces variations.

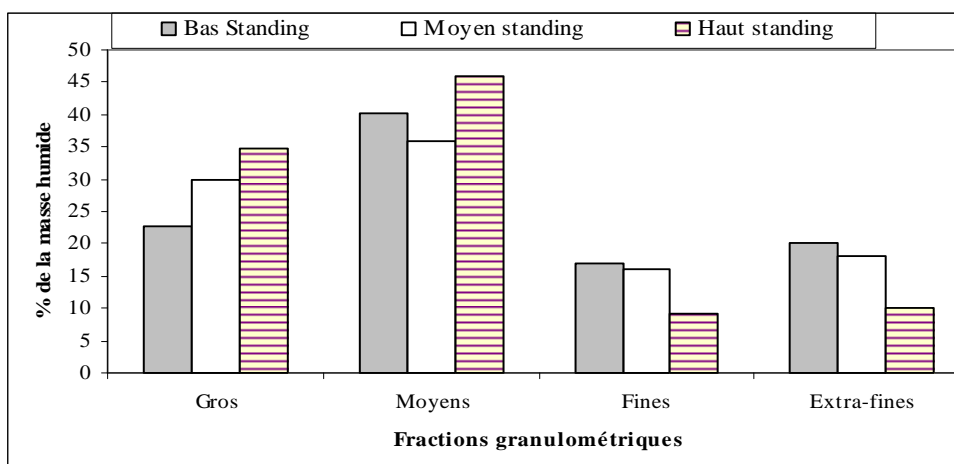


Figure 23 : Répartition des déchets par taille et par Standing

Il ressort tout d'abord de ce graphique que la fraction des moyens (100-20 mm) reste dominante quel que soit le standing. Elle est maximale dans le haut standing avec 46 % environ de masse humide, grâce notamment à l'apport des fractions telles que les fermentescibles et les textiles sanitaires mais aussi des emballages (verre et cartons) (cf. tableau 32 ci-dessus). Ce résultat est trouvé dans d'autres déchets (Tezanou et al., 2001). Suivant une autre granulométrie, Dixon et Langer (2006) ont trouvé que plus de la moitié de la masse de déchets se trouve dans la granulométrie 40-120 mm.

La fraction des gros semble être corrélée avec le niveau de vie. Elle augmente avec le standing. En effet, cette fraction se compose essentiellement des textiles sanitaires et des emballages (composites, cartons) mais aussi des plastiques. Ces catégories de déchets proviennent de produits souvent chers et difficilement accessibles à certains ménages de revenus faibles et, par conséquent, elles reflètent en général le mode de consommation des populations.

VII. Evaluation de la récupération (Rec₃)

Etant donné que la récupération de certains matériaux dans les déchets se poursuit tout au long du circuit des déchets, il était intéressant d'évaluer la contribution de cette mode de valorisation dans la réduction des flux à traiter par les collectivités locales.

Vu les difficultés rencontrées au cours de cette opération et notamment les conditions de travail (site non couvert dans le bas et moyen standing et site peu exposé aux récupérateurs dans le haut standing), les résultats obtenus doivent être considérés avec prudence. En effet,

ces résultats devaient être obtenus dans des conditions similaires à celles des ST habituels et sur différentes périodes pour permettre une représentativité valable pour qu'ils puissent décrire les quantités réellement récupérées à partir des sites. Cependant, ces résultats peuvent servir de base : ils devront être affinés dans le futur.

Le tableau 40 suivant récapitule les moyennes des quantités récupérées, durant un séjour des OM de 3 jours dans un ST, calculées sans la fraction des fines totale et sans les pertes, difficilement appréciables dans ces conditions.

Tableau 40 : Evaluation des quantités récupérées sur site au bout de 3 jours (Rec₃)

<i>Standing</i>	<i>Rec₃ (% de la masse mise sur le ST)</i>
<i>Bas standing</i>	8,6
<i>Moyen standing</i>	10,0
<i>Haut standing</i>	5,3
<i>Moyenne à Nouakchott</i>	8,0

En négligeant les pertes dues aux envols éventuellement des fractions légères de déchets (plastiques, papier, etc.), on constate que le taux de récupération est plus important dans le moyen standing que les deux autres. Ceci est probablement dû aux quantités de bois présentes dans la fraction des combustibles non classés qui sont récupérés et valorisés comme bois de chauffe.

Bien que les déchets soient plus riches en matériaux valorisables tels que les fermentescibles, le carton et le verre, les taux récupérés au niveau du haut standing sont très faibles. Ceci est dû à l'emplacement du site qui se trouve dans une cour et donc très peu exposé aux récupérateurs.

Enfin, le développement d'une filière formalisée de valorisation des déchets peut contribuer sensiblement à la réduction des flux de déchets destinés au traitement. En plus de la fraction des fermentescibles, aujourd'hui valorisée à 95 % en moyenne à Nouakchott, 8 % des déchets destinés à l'évacuation, soit 12 tonnes d'OM environ, peuvent être récupérées quotidiennement dans la ville.

VIII. Validation de la méthode de caractérisation

Dans le but d'évaluer les résultats obtenus durant cette étude de caractérisation et de valider l'approche proposée, il n'était pas possible de procéder à une caractérisation des OM

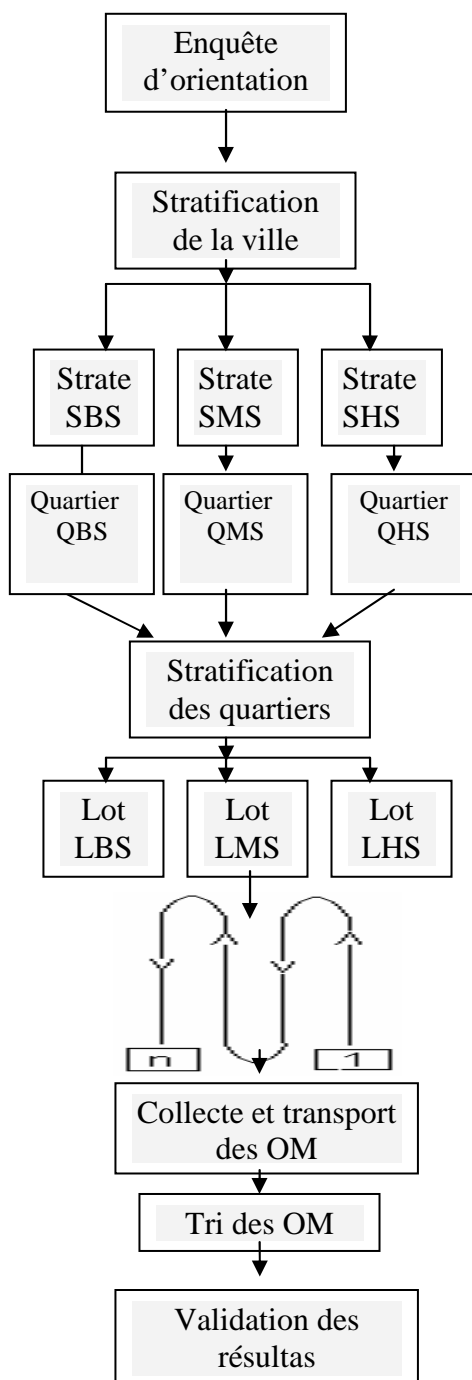
par tri à cause des contraintes financières relatives aux coûts. C'est pour quoi, on s'est intéressé à une seule valeur obtenue qui est le ratio qui représente le paramètre de base le plus important dans le suivi, la planification et la mise en place de programmes de gestion des déchets. Pour cela, 37 ménages ont été choisis au hasard dans la ville (indépendamment du standing). Afin d'évaluer leur production de déchets, le nombre de personne dans chaque ménage a été noté. Les quantité de déchets produites par jour et par ménage sont alors pesées et on calcule le ratio moyen en kg/hab/j.

Les résultats obtenus ont montré une grande variation dans les quantités produites quotidiennement par habitant et par jour, d'où un écart type de 61 g environ. Ils ont permis de construire l'intervalle de confiance à 95 % approché pour la moyenne qui montre que le ratio moyen obtenu durant l'étude se trouve dans cet intervalle. On conclue donc que la méthode de caractérisation des OM utilisée est suffisamment fiable. Ainsi, on peut dire qu'on a 19 chances sur 20 d'avoir le ratio de 220 g/hab/j dans l'intervalle de confiance ci-dessous qui couvre le ratio utilisé pour les calculs dans la présente étude qui est de 210 g/hab/j :

$$I.C. = 220,5 \pm 20,5 \text{ g/hab/j} \quad \text{Où}$$

I.C. = Intervalle de confiance calculé pour un nombre d'échantillon $n = 37$ (t -Student = 2,03).

La figure 24 suivante schématise le plan d'une campagne de caractérisation des OM :



Recherche bibliographique sur la population et enquête sur un échantillon aléatoire afin d'identifier les critères de stratification et tailles d'échantillon en fonction des moyens disponibles (limites financières et de temps).

Pour minimiser les erreurs liées aux variations au sein la population, la ville est divisée en 3 groupes (strates) en fonction du niveau de vie (bas standing (BS), moyen standing (MS) et haut standing (HS)). Chaque strate est formée des quartiers jugés les plus proches possible les uns des autres par le niveau de vie de leur population. Le critère de l'habitat était déterminant dans ce choix.

Les 3 strates obtenues à l'issue de cet échantillonnage. Identification du quartier d'étude par strate par échantillonnage aléatoire simple (tirage au sort).

Identification du quartier d'étude par strate par échantillonnage aléatoire simple (tirage au sort).

Vu les grandes tailles et les superficies importantes des quartiers (QSB, QMS, QHS) choisis aléatoirement dans les strates (SBS, SMS, SHS), ces quartiers sont à leur tour stratifiés en lots de 30 habitations environ. Un échantillonnage aléatoire, par tirage au sort, est alors opéré dans chaque quartier pour définir le lot (L) de 30 habitations par standing (LBS, LMS, LHS) où l'étude sera conduite.

Les 3 lots obtenus se composent de plus de 30 ménages. Il est alors procédé à l'identification des ménages par échantillonnage systématique :

On commence par la 1^{ère} maison située la plus à l'est et à l'extrémité sud du lot en se dirigeant vers le nord puis la maison qui suit jusqu'à la limite nord du lot et puis en sens inverse (la rangée des maisons opposées). Cette opération est répétée dans la rue parallèle située à l'ouest de la 1^{ère} et ainsi de suite jusqu'à obtention de n ménages (n ≈ 30) par lot.

Le tri est effectué par catégorie, sous catégorie et par taille.

Un nombre > 30 ménages (distribution normale), est choisi au hasard dans la ville (indépendamment du standing). On détermine la taille des ménages. Les quantité de déchets produites par jour et par ménage sont alors pesées et on calcule le ratio moyen en kg/hab/j. Un intervalle de confiance à 95 % approché pour la moyenne est alors construit à partir de ces résultats, ce qui permet de situer la valeur moyenne obtenue durant l'étude.

Figure 24: Schéma de conduite d'une campagne de caractérisation des OM

IX. Caractéristiques physico-chimiques de OM

La faible teneur des OM en fermentescibles, valorisés au niveau des ménages, ne laisse pas présager, pour le moment, une filière de compostage de ces déchets. Afin de

d'évaluer d'autres options de traitement et notamment la mise en décharge et l'incinération, quelques-uns des paramètres globaux ont été analysés. Il s'agit de la masse volumique, l'humidité, les solides volatiles, le PCI et les métaux lourds

IX.1. Détermination de la masse volumique

La masse volumique des OM a été déterminée pour les déchets générés chaque semaine dans chacun des standings. A cause de l'hétérogénéité des déchets, les mesures effectuées ont révélé une grande variation des résultats obtenus. Les erreurs calculées pour un niveau de confiance de 95 % varient selon le standing de 18 % à 25 % (cf. tableau 41 suivant). Ceci est dû particulièrement à la difficulté relative au maniement de la fraction des fines et au tri de certaines catégories de déchets effectué au niveau des ménages. Le coefficient de variation est maximal au niveau du standing moyen (47 %) à cause notamment de la teneur en fines très variable. Cependant, malgré la différence de constitution des OM par standing, on constate que les valeurs de la masse volumique moyenne sont voisines, quel que soit le niveau de vie. Ceci pourrait s'expliquer en partie par le fait que les taux importants de la fraction des fines pour les niveaux du bas et moyen standing, sont compensés, en masse, par les fermentescibles dans le haut standing. La masse volumique moyenne à Nouakchott est de 410 kg.m⁻³. Elle reste dans la gamme des valeurs des PED (250-500) d'après Cointreau-Levine (1997).

Tableau 41 : Masse volumique des OM selon le standing

<i>Valeurs</i>	<i>Bas standing</i>	<i>Moyen standing</i>	<i>Haut standing</i>	<i>Moyenne à Nouakchott</i>
<i>Moyenne (kg.m⁻³)</i>	400 ± 81	420 ± 106	420 ± 77	410 ± 88
<i>Ecart type</i>	13,3	20	7,9	13,7
<i>Coefficient de variation (%)</i>	33,3	47,4	18,8	33,2

IX.2. Détermination de l'humidité

L'humidité est déterminée pour chacune des 14 fractions de déchets en respectant la proportionnalité de celles-ci dans les différentes granulométries. La fraction des plastiques a été reconstituée à partir des 4 sous-catégories qui la composent. Afin d'éviter les éventuelles évaporations, le séchage des échantillons a été effectué dans les laboratoires du CNH (désormais INRSP) aussitôt après le tri. Les déchets spéciaux ont été séchés sans les aérosols éventuellement présents pour éviter tout risque d'inflammation ou d'explosion. Ainsi, vu les

limites techniques de ces laboratoires et particulièrement les faibles volumes des étuves utilisées, une quantité variant de 500 g à 2 kg, selon les catégories, a été séchée dans une étuve à 105 ± 2 °C pendant 24 heures. Certaines fractions, comme le textile et le textile sanitaire constitué en partie par les couches d'enfants très humidité, ont été préalablement pesées et séchées au soleil et à l'abri de la poussière pendant 2-3 jours avant de compléter leur séchage à l'étuve. Le calcul du pourcentage d'humidité est déterminé par différence de poids de l'échantillon avant et après séchage jusqu'à la stabilisation de la masse.

L'analyse de l'humidité a été effectuée sur les déchets par fraction pendant les différentes campagnes saisonnières. Les résultats n'ont pas mis en évidence de différences significatives en fonction de la saison. L'humidité moyenne des OM à Nouakchott est très faible à cause des basses teneurs en fermentescibles. Elle est de 11 % calculée sur les deux saisons. Le rapport poids sec/poids humide par catégorie est très proche de 1 et varie de 0,98, pour les métaux, le verre et les incombustibles à 0,78 environ pour les fermentescibles comme le montre le tableau 42 suivant :

Tableau 42 : Humidité des OM par catégorie

<i>Catégories</i>	<i>Humidité %</i>	<i>Flux (sec) T/J</i>	<i>Rapport poids sec/poids humide</i>
Fermentescibles	23	5,5	0,78
Papiers	3	1,4	0,95
Cartons	6	8,7	0,93
Composites	5	7	0,95
Textiles	11	5,7	0,9
Textiles sanitaires	15	9,9	0,85
Plastiques	13	26	0,88
combustibles non classés	10	7,2	0,9
Verres	1	5,8	0,98
Métaux	1	6,1	0,98
Incombustibles non classés	2	9,1	0,98
Spéciaux	3	1,1	0,93
Fines 8-20 mm	12	18	0,87
Fines<8 mm (sable)	15	20	0,85
Total	Moyenne=11	131,6	0,78

Cette faible humidité des OM est un atout en faveur d'un traitement aussi bien par incinération (sans besoin de comburant) que par mise en décharge sans difficulté pour l'exploitation des centres d'enfouissement car le risque pour l'environnement dû à la biodégradation est relativement faible dans ces conditions.

IX.3. Détermination de la teneur en matière organique (MO) ou solides volatiles

La MO (solides volatiles) a été déterminée (perte au feu) par calcination à 550°C de la matière sèche. Ainsi, la calcination est réalisée sur des échantillons reconstitués à partir des différentes catégories des différentes tailles de tri. Ainsi, 10 grammes d'échantillon séché et broyé sont calcinés à 550 °C pendant 4 heures au four. Les analyses sont triplées. Le choix de ces conditions de calcination permettra de comparer les résultats qui seront obtenus avec d'autres qui utilisent majoritairement le même protocole. La teneur en matière organique (MO) ou solide volatile est obtenue par différence de pesée entre la masse du déchet sec (**m**) et la masse du déchet calciné (**m₀**) :

$$\% \text{ MO} = (\mathbf{m} - \mathbf{m}_0) * 100 / \mathbf{m}$$

Les résultats des analyses sur des échantillons d'OM reconstitués ont montré que les solides volatiles varient de 36,6 à 58 et représentent en moyenne 50,2 % du poids sec des déchets. Ce taux est comparable à la moyenne des OM aux Etats-Unis données par Tchobanoglous et al. (1993) qui est de 52 % et varie de 40 à 60 % selon le déchet. Il reste, néanmoins, relativement faible comparé à d'autres déchets dans les PED tels que l'Ile Maurice avec 85 % et la Tanzanie avec 80 % (Mohee, 2002 et Mbulingwe et Kassenga, 2004) ou à certains déchets types cités par Hossain (2002) dont les teneurs en SV représentent 78,6 % de la masse sèche des déchets.

Toutefois, malgré la faible teneur en fermentescibles dans les déchets de Nouakchott (4,8 %), cette perte au feu est un indicateur important sur l'aptitude des OM à l'incinération. Par ailleurs, un tri à la source éventuellement de la fraction des fines totales (30 % du gisement généré) permettrait d'augmenter ce taux à 80 % environ car cette fraction est très pauvre en MO. Ceci permettrait de proposer l'incinération comme le traitement privilégié.

IX.4. Détermination du pouvoir calorifique inférieur (PCI)

La détermination du PCI pour les OM de Nouakchott a été faite empiriquement en fonction de la composition des déchets par catégorie suivant la formule décrite plus haut. Le PCI est donc calculé en fonction de la teneur des catégories suivantes dans le déchet : papier, carton, composites, textiles totaux, combustibles non classés, fermentescibles, plastiques.

Le résultat donne un PCI de 2652 kcal/kg largement supérieur à la moyenne dans les PED et se situe même dans la gamme des PCI des PI (1500-2700 kcal/kg) (Cointreau-Levine,

1997). Ce PCI élevé est favorisé par la faible humidité (11 %) et un taux relativement important des plastiques (20%). Il est encore un paramètre jouant en faveur de l'option de traitement des déchets par incinération et valorisation éventuellement de la chaleur.

En tenant compte des quantités de déchets évacués chaque jour à Nouakchott (131,6 tonnes/jour), on peut conclure que le potentiel d'énergie généré est de 365×10^6 kcal par jour, soit 36,5 tonnes d'équivalent pétrole (tep), (calculé sur la base de 10.000 kcal par équivalent pétrole) (Abu-Qudais et Abu-Qdais, 2000). La valorisation éventuellement par conversion de ce potentiel en électricité peut procurer une puissance de 0,12 MW ou couvrir 6,7 % des besoins de consommation journalière en énergie à Nouakchott, sachant que la consommation par habitant et par an est de 0,3 tep.

IX.5. Détermination de la teneur en métaux lourds

En vue d'évaluer le potentiel métallique des OM à Nouakchott, l'analyse a porté sur 9 catégories reconstituées. Nous avons ciblé 8 métaux dont 2 n'ont été dosés qu'en période sèche. Seuls le verre, les métaux, les combustibles et les spéciaux n'ont pas été analysés. Les résultats moyens obtenus figurent dans le tableau 43 ci-dessous.

Tableau 43 : Teneur en métaux lourds dans les OM de Nouakchott par catégorie

Catégories	Métaux (mg/kg)							
	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
Fermentescibles	0,5	0,9	0,1	0	27	3	63,1	7,4
Papier	0,8	2	37	7,8	18	0,6	10,7	10
Carton	0,7	2,1	7,4	6,7	134	1,4	16,5	12
Complexe	0,8	0	11	5,8	47	2,4	17,1	1,1
Textile	2,5	0	152	12	15	31	19,3	8,3
Textile Sanitaire	2	12	9	5,6	142	4,6	12,1	1,3
Plastique	2,1	12	5,5	5,1	10	2,5	13,3	2,8
Combustibles n.c.	2,4	12	0	9,1	80	15	18,4	2,3
Fines <8mm (sables)	2,6	13	6,4	1,7	69	3,1	12,5	8,1
Métaux générés à Nouakchott (g/j)	173	803	1420	466	5376	504	1583	478
Gammes des valeurs rencontrées dans les OM	3 - 41	.	21 - 426	75 - 1048	.	16 - 200	100 - 800	380 - 2677

L'analyse de ces résultats montre qu'on produit chaque jour plus de 11 kg de métaux lourds. L'ordre décroissant suivant des métaux les plus retrouvés dans les ordures ménagères

à Nouakchott est le suivant : Fe>Pb>Cr>Co>Ni>Zn>Cu>Cd. Il est toutefois important de signaler que cet ordre est établi sans les fractions réputées par leur charge en métaux lourds tels les métaux, les déchets spéciaux et le verre en plus des combustibles non classés. Par ailleurs, la fraction des fermentescible analysée en saison humide est celle destinée à être évacuer. Sa teneur en plomb était la plus élevée avec 125 mg/kg de déchets. Ce taux n'a pas été confirmé en saison sèche car l'analyse du plomb dans la fraction organique valorisée et celle destinée à l'évacuation n'a pas montré de différence significative. Cette grande différence n'a pu être expliquée et le résultat doit être pris avec réserve.

Le fer reste le métal le plus présent dans les déchets en général avec des quantités de l'ordre du gramme par kilogramme de déchets secs (Flyhammar, 1997 ; Martensson et al.,1999).

Les valeurs des charges polluantes par métal se situent, pour la plupart d'entre elles, dans les gammes de valeurs trouvées pour les OM en général. L'interprétation de ces résultats nécessite la connaissance des conditions statistiques dans lesquelles ces gammes de valeurs ont été obtenues en particulier la composition initiale du déchet par catégorie. En effet, l'apport polluant en métaux lourds étant variable en fonction des catégories, ces résultats permettent d'identifier ceux des métaux présentant un fort potentiel de pollution pour l'environnement.

La figure 25 ci-dessous donne la variation des taux polluant par catégorie dans les OM à Nouakchott.

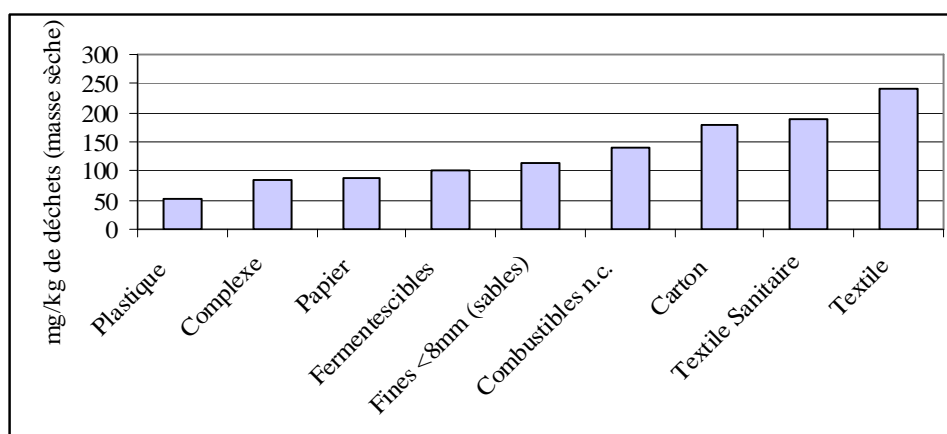


Figure 25 : Variation du potentiel polluant en métaux lourds par catégorie

La teneur en métaux lourds est maximale pour les textiles totaux avec 430 mg.

Les métaux dans cette catégorie des OM proviennent probablement de colorants utilisés dans le textile. Ce résultat confirme celui donné par Meoun et Le Clerc (1999), mais reste 10 à 11 fois inférieur à celui trouvé pour les déchets en France d'après les mêmes auteurs.

Par ailleurs, le taux élevé de métaux dans la fraction des fermentescibles est probablement dû à une contamination secondaire par d'autres matériaux. Il serait intéressant dans le futur de trier cette catégorie des OM à la source avant d'effectuer des analyses. Ceci permettrait d'évaluer le potentiel polluant dans la production éventuelle de compost.

X. Projections aux horizons 2010 et 2020

X.1. Quantités d'OM générées

En tenant compte des résultats des différentes campagnes de caractérisation, il était intéressant de projeter dans le futur l'évolution de la situation des déchets à Nouakchott. La mise en place de données sur ces projections doit être un outil d'aide à la décision. Cependant, au vu de la difficulté d'avoir une uniformité dans les projections relatives à la croissance de la population et de la génération des déchets dans le pays deux scénarios possibles ont été étudiés en fonction de la valorisation ou non de la fraction organique des OM. Les résultats ainsi obtenus sont comparés à ceux d'un troisième scénario utilisé aujourd'hui à Nouakchott et qui se base sur les résultats des pays de la sous région. En effet, à défaut de données spécifiques pour la Mauritanie, ces documents supposent des caractéristiques pour les OM de Nouakchott (masse volumique, ratio) en fonction de ce qui est trouvé dans les autres villes tout en admettant que les résultats ne peuvent être représentatifs car ils sont relatifs aux déchets ayant déjà subi la récupération (SGDSN, 2003).

Les quantités générées, pendant la deuxième année (en saison sèche), ont montré une augmentation moyenne de 10 % par rapport à la saison sèche et par rapport à la saison humide précédente. Toutefois, la confirmation de ce résultat doit être faite sur plusieurs campagnes de caractérisation.

Le scénario A tient compte de ce taux de croissance dans la production des OM tout en considérant l'état actuel où 97,5 % des fermentescibles sont valorisés. Le scénario B considère que cette fraction organique est plutôt rejetée dans les flux à gérer par la Communauté Urbaine de Nouakchott. En supposant constant le taux de fermentescibles générés pendant les deux saisons, on aura donc une augmentation de production globale moyenne à Nouakchott

de 6 % par an. Le scénario C donne des projections à l'horizon 2019. Les résultats de ces différents scénarios sont résumés dans les tableaux 44, 45 et 46 ci-dessous et la configuration graphique des 3 modèles est donnée dans la figure 26 ci-dessous.

Tableau 44 : Production des déchets lorsque la matière organique est valorisée

Scénario A : MO valorisée	
Année de référence	2004
Population de référence	660860
Taux de croissance annuel de la population	3,75%
Taux de croissance de la production de déchets annuel	10,05%
Ratio de la 1ère année (année de référence; en kg/hab/j)	0,21
Projections	
Année	2010
Population	824210
Ratio (moyenne kg/hab/j)	0,37
Production totale à Nouakchott (tonnes par jour)	307,5
Année	2020
Population	1191020
Ratio (moyenne kg/hab/j)	0,97
Production totale à Nouakchott (tonnes par jour)	1158
Année (2004+n); n > 1	
Population totale = N	$660860 * (1,0375)^n$
Taux de génération (kg/hab/j) = G	$0,21 * (1,1005)^n$
Production totale à Nouakchott (tonnes par jour) = Q	$N * G / 1000$

Tableau 45 : Production des déchets lorsque la matière organique n'est pas valorisée

Scénario B : MO non valorisée	
Année de référence	2004
Population de référence	660860
Taux de croissance annuel de la population	3,75%
Taux de croissance de la production de déchets annuel	6,06%
Ratio de la 1ère année (année de référence; en kg/hab/j)	0,35
Projection	
Année	2010
Population	824210
Ratio (moyenne kg/hab/j)	0,50
Production totale à Nouakchott (tonnes par jour)	409
Année	2020
Population	1191020
Ratio (moyenne kg/hab/j)	0,89
Production totale à Nouakchott (tonnes par jour)	1059
Année (2004+n); n > 1	
Population totale = N	$660860 * (1,0375)^n$
Taux de génération (kg/hab/j) = G	$0,35 * (1,06)^n$
Production totale à Nouakchott (tonnes par jour) = Q	$N * G / 1000$

Tableau 46 : Production des déchets d'après les hypothèse du SGDSN (SGDSN, 2003)

Scénario C		
Production totale à Nouakchott (tonnes par jour)		Années
193,9		2004
311,5		2009
344		2010
437,5		2014
586,9		2019
603		2020

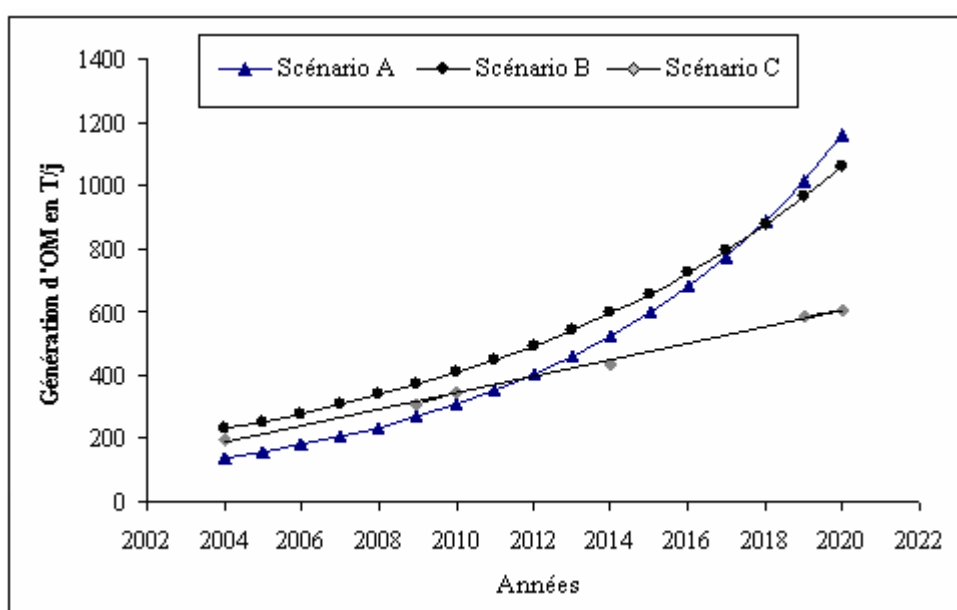


Figure 26 : Configuration graphique des projections de production selon les différents scénarios à l'horizon 2020.

Ces données peuvent servir d'outils dans la planification des activités de gestion des OM de manière générale. En procédant à la réactualisation périodique des données de caractérisation des OM, elles peuvent permettre d'optimiser les approches de gestion par échéance selon le modèle qui illustre le mieux la réalité sur le terrain.

L'analyse des résultats dans la figure précédente montre que la production projetée à l'horizon 2020 suivant le scénario « C », qui est de 248 T/j, est atteinte en 2005 selon le scénario « B », c'est-à-dire dans l'hypothèse où la fraction fermentescible n'est plus valorisée. Selon le scénario « A », cette quantité sera produite entre 2007 et 2008. Cette grande différence d'évaluation doit faire l'objet de plus d'investigations en particulier en ce qui

concerne l'évolution de la population et de son mode de vie qui sont les deux facteurs déterminants dans la génération des OM. Ceci est d'autant plus important que le CET en cours de réalisation à Nouakchott risquerait d'être sous-estimé, selon les deux premiers scénarios.

X.2. Optimisation des modes de traitement des OM

Le choix des modes de gestion et de traitement des OM suivant les deux premiers scénarios doit prendre en compte aussi bien la dimension socio-économique du pays que la dimension environnementale des déchets. La lutte contre la pauvreté grâce à la création d'emplois, la préservation de la santé publique et de l'environnement ainsi que le coût des techniques représentent les principaux facteurs à considérer dans l'optimisation de ces modes de gestion et de traitement des refus. La figures 27 ci-dessous donne les principales tendances des caractéristiques des OM à Nouakchott aux horizons 2010 et 2020 ainsi que les voies possibles de gestion et de traitement des rejets suivant les deux scénarios cités plus haut.

Après la collecte primaire des OM (en porte-à-porte), aujourd'hui les masses de déchets sont acheminées vers un ST. On s'intéresse ici à deux schémas de gestion possible en tenant compte des projections futures : 1) la récupération de certaines fractions de déchets grâce à l'intervention du secteur informel (récupérateurs) ; 2) la valorisation organisée par les autorités municipales à partir d'un centre de tri communal.

Remarque : Les calculs ont été faits sur le potentiel global de recyclables. Toutefois, il serait important de prendre en compte la difficulté du tri des fractions moyennes (100-20 mm) qui représentent à Nouakchott plus de 40 % de la masse de déchets générés.

Dans la situation qui prévaut actuellement à Nouakchott (option 1), où 40 % des fermentescibles générés par les ménages sont récupérés et recyclés, environ 12 tonnes de déchets mis sur le ST sont récupérées quotidiennement grâce à l'intervention du secteur informel. Suivant le scénario « A » (situation actuelle), si la masse de déchets destinés à la décharge est d'environ 135 T/j aujourd'hui, cette quantité atteindra plus de 283 T/j en 2010 et environ 4 fois plus à l'horizon 2020.

En supposant que toute la fraction organique des déchets est récupérée, suivant le scénario « B », le secteur informel contribuerait à réduire de plus de la moitié les masses de déchets destinés à la décharge aux horizons 2010 et 2020 (cf. figure 27 ci-dessous). Dans ce

cas, l'organisation des récupérateurs en groupements ou coopératives pourrait être une approche intéressante permettant de valoriser au mieux la fraction organique en compost à l'horizon 2020. Toutefois, étant donné que plus de 87 % des fermentescibles se trouvent dans la fraction de taille 100-20 mm, son tri à partir des sites est peu encourageant et très aléatoire. Il est donc indispensable, dans ce cas, d'organiser le tri à la source afin d'optimiser le recyclage de cette catégorie de déchets.

L'option 2 qui nécessite l'intervention de la communauté urbaine de Nouakchott est de loin la plus intéressante du point de vue réduction des flux destinés au CET. Ainsi, la mise en place d'un centre de tri permettrait une valorisation plus importante des potentialités économiques (recyclage) et énergétiques éventuellement (incinération et valorisation de la chaleur) et, par conséquent, une mise en décharge de quantités minimales de déchets ultimes.

Ainsi, quel que soit le scénario, cette option permet de récupérer environ la moitié des quantités de déchets générées chaque jour dans la ville. En plus de sa contribution dans la préservation de l'environnement et sa valeur économique, l'introduction de ce potentiel de recyclable dans de nouveaux cycles économiques contribue dans la lutte contre la grâce à la création d'emplois.

Comme pour l'option 1, dans celle-ci le compostage est particulièrement intéressant à partir de 2020. Avant cette date, l'approche la plus intéressante est sans doute l'incinération des déchets et particulièrement après le tri. Toutefois, selon le deuxième scénario, où la fraction organique est rejetée dans les déchets, l'influence de cette dernière sur l'habitabilité des déchets à être incinérés doit être prise en compte. En effet, l'augmentation des quantités de matière organique présente dans les flux diminue le PCI à cause de l'humidité. Comme le PCI minimal, au dessous duquel l'ajout d'un comburant est nécessaire pour incinérer les déchets, se situe entre 1000 et 1200 kcal/kg (Prévot, 2000 ; Wilson et al., 2001 et Ngnikam, 2002), la récupération des fermentescibles et la faible humidité des déchets de Nouakchott en général demeurent jouer en faveur de l'incinération. Cette technique de traitement des OM reste le mode le plus adapté à Nouakchott comparé à la situation actuelle. Il permet de diminuer de moitié les quantités de déchets destinées au CET aux horizons 2010 et 2020.

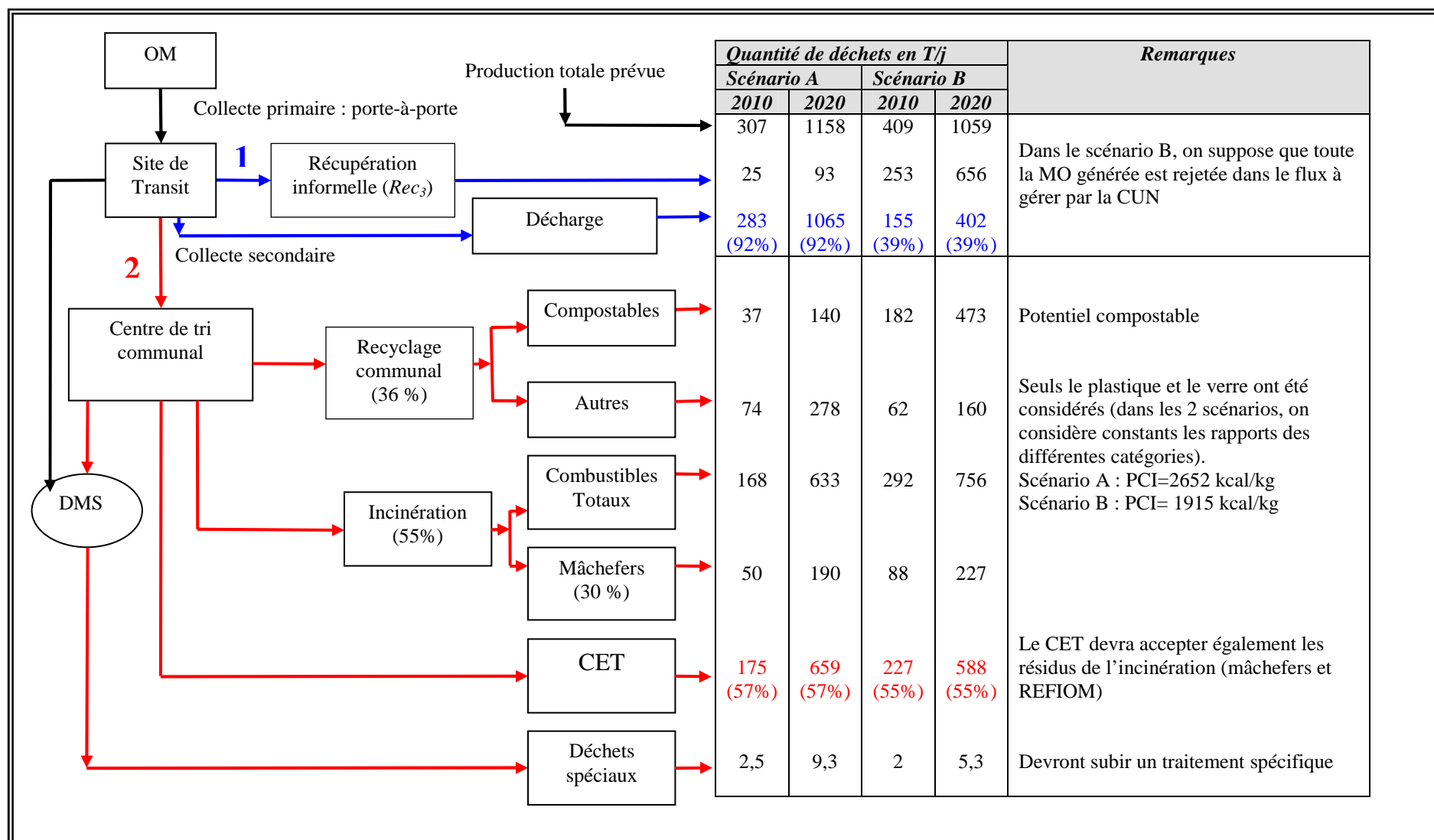


Figure 27 : Scénarios de gestion des OM à Nouakchott aux horizons 2010 et 2020

Les déchets spéciaux représente aujourd'hui un peu moins de 1 % des déchets, avec le temps leur quantité générée étant proportionnelle aux flux produits, ils seraient générés à raison de 5 tonnes par jour selon le scénario « 5 » et deux fois plus suivant le scénario « A » à l'horizon 2020. Ainsi, l'option 2 montre que le scénario « B » représente certains avantages par rapport à l'autre scénario en particulier en ce qui concerne l'incinération. Il est encore économiquement plus intéressant si l'on envisage la valorisation de la chaleur en source d'énergie, ceci peut permettre de couvrir 24 % environ des besoins de consommation d'énergie de la ville par jour.

Conclusion générale

Conclusion générale

Dans le contexte des PED, l'un des problèmes majeurs relatifs à la gestion des OM, qui constituent 90 % environ des DUS, est le manque cruel de données de caractérisation de ces rejets à leur source de génération, c'est-à-dire au niveau des ménages. Ceci est dû principalement à l'inadaptation des méthodes existantes aux contextes spécifiques de ces pays. Ces méthodes sont le plus souvent conçues pour l'étude des déchets dans les pays du Nord ou réalisées dans les PED à partir des sites de transit ou des décharges.

La particularité de la méthodologie préconisée dans ce rapport est l'étude des OM produites au niveau des ménages sans subir l'effet de la récupération. Les données ainsi obtenues représentent la base même de toute politique de gestion. Ce sont ces données de référence à partir desquelles les projections de l'évolution des déchets peuvent être établies car elles reflètent la réalité des quantités générées et potentiellement évacuées. Par ailleurs, le faible coût pour la réalisation des campagnes de caractérisation (350.000 ouguiya, soit 1000 € environ), que les collectivités locales peuvent assumer, est un atout important permettant de réactualiser périodiquement les résultats en fonction des changements dans le niveau de vie et le mode de consommation des populations.

Caractérisées par une densité de 0,41 et une humidité moyenne très faible par rapport aux autres pays (11 %), les ordures ménagères, à évacuer, sont générées à Nouakchott en moyenne à raison de 0,21 kg/hab/j soit 0,19, 0,23 et 0,22 kg/hab/j respectivement chez les ménages de revenu faible, moyen et élevé. Ces taux ne mettent pas en évidence la relation entre le niveau de vie et la quantité de déchet produite, mais cette situation est due à l'apport de la fraction des fines. En effet, si l'on néglige l'apport de cette dernière dans les trois standings, on constate une nette augmentation des ratios en fonction du niveau de vie des populations (0,12, 0,12 et 0,18 kg/hab/j).

Ces faibles taux de génération des OM sont dus en général à la valorisation des déchets fermentescibles comme aliment de bétail au niveau des ménages. Si l'on tient compte de cette matière organique valorisée au niveau des ménages, ces ratios atteignent respectivement 0,30, 0,34 et 0,40 kg/hab/j, soit une production moyenne à Nouakchott de 0,35 kg/hab/j.

Les variations saisonnières montrent une augmentation relativement importante de la production journalière en saison sèche par rapport à la saison humide particulièrement dans les ménages du bas standing (+ 47 %).

Avec un gisement d'OM de 147,7 tonnes généré quotidiennement d'une masse volumique moyenne de 410 kg.m^{-3} et composé de 14 catégories, le plastique domine avec 20 % (plus de 30 tonnes/jour) suivis des deux catégories des fines (14 et 16 %). Une fois évacués, les déchets peuvent poser un sérieux problème de gestion lié au tri, car 40 % environ des constituants des rejets sont de taille moyenne, ce qui rend le tri extrêmement difficile. Ainsi, dans le but de développer des stratégies de gestion visant à valoriser certaines fractions des déchets et de réduire les refus destinés à la décharge, il serait d'un intérêt capital de mettre en place et de développer des programmes d'information et de sensibilisation au tri à la source.

Avec une charge polluante en métaux lourds de 11 kg générée chaque jour à Nouakchott, il serait nécessaire de prendre en compte l'apport métallique par catégorie dans le choix des modes de gestion et de traitement. Par exemple, si l'on extrait les matières valorisables, estimées à 36 % de la masse des déchets, on pourra réduire de plus de la moitié ce potentiel polluant. On note toutefois, que le plastique constitue 55 % du taux de valorisable et son recyclage risque de poser problème compte tenu du prix des matières premières car il est constitué en majorité de films (PE) d'emballage, c'est pour quoi une autre option de traitement des OM pourrait être envisagée.

Le traitement des OM de Nouakchott par incinération semble être une option envisageable. Le choix de ce mode de traitement serait justifié par les importants teneurs en plastiques (20 %) et en solides volatiles (50 %) et la faible humidité des déchets (11 %). Ceci est d'autant plus justifié si l'on envisage la récupération et la valorisation de la chaleur grâce au PCI élevé ($2652 \text{ kcal.kg}^{-1}$), supérieur donc au seuil minimal requis pour l'incinération qui doit se situer entre 1000 et $2000 \text{ kcal.kg}^{-1}$. Par ailleurs, la valorisation éventuellement de la chaleur issue de l'incinération par conversion en électricité peut couvrir jusqu'à 7 % environ des besoins de consommation en énergie de la population de Nouakchott. Ce taux pourrait connaître une hausse dans le futur grâce notamment à l'augmentation probable des plastiques avec l'évolution du mode au cas où de nouvelles politiques, visant à réduire les flux à la source, ne seront pas prises.

Par ailleurs, le suivi de l'évolution des modes de vie des populations et leurs pratiques de gestion des OM, en particulier en ce qui concerne l'élevage des animaux au niveau des ménages qui absorbe plus de 90 % de la fraction fermentescible générée chaque jour à Nouakchott, doit être assuré grâce à des enquêtes socio-anthropologique. Si aujourd'hui, l'option du compostage n'est pas envisageable à cause des faibles teneurs en fermentescibles valorisés chez 85 % des ménages, le développement du niveau de vie des populations pourrait induire un changement dans cette pratique. Les quantités récupérées se retrouveraient donc dans les flux à gérer par les autorités, d'où la nécessité de la mise à jour périodique des données pour permettre de dégager les tendances de l'évolution de génération des refus en comparant les résultats éventuellement obtenus à ceux de références recueillies dans le cadre de ce travail. Dans ce cadre, des projections de la production des OM aux horizons 2010 et 2020 ont été faites selon deux scénarios éventuels en fonction des différentes hypothèses sur l'accroissement de la population et de la production des déchets destinés à l'évacuation. Ainsi, les deux scénarios, étudiés suivant les résultats obtenus au cours de ce travail, montrent qu'à l'horizon 2020 il serait généré plus de 1000 tonnes d'OM chaque jour à Nouakchott. Un suivi de l'évolution de la situation pourrait permettre aux responsables locaux de choisir le scénario le plus réel et s'en servir pour la mise en place des politiques futures de gestion des refus.

Enfin, l'analyse des différents scénarios en fonction du schéma de gestion à adopter montre que la mise en place d'un centre de tri et l'incinération des déchets semble être l'approche la plus intéressante. Cette option est particulièrement intéressante dans le cas où il y a valorisation de la chaleur en énergie.

Références bibliographiques

Abbase C. (1996).Programme Régional Environnement COI/FED, Coordination Nationale des Comores, Rapport sur les pollutions ponctuelles à Anjouan, contribution à l'évaluation et à l'élaboration d'un bilan régional sur la pollution et les déchets à Anjouan, 10 pages.

Abdel Warith M. (2004). Solid Wase Management, New Trends to Control Greenhouse Gas Emissions; The First International Symposium on the Management OF Liquid and Solid Residues (MALISORE), 26 – 27, April 2004, Mohammedia – Morocco, 372 pages.

Aboulam S. (2005). Recherche d'une méthode d'analyse du fonctionnement des usines de tri-compostage des déchets ménagers. Fiabilité des bilans matière ; Thèse de Doctorat; Institut National Polytechnique de Toulouse; Ecole Nationale supérieure Agronomique de Toulouse.

Abu Qdais H.A., M.F. Hamoda and J. Newham, (1997). "Analysis of Residential Solid Waste at Generation Sites", Waste Management & research, Volume 15, Issue 4, 1997.

Abu-Qudais M. et Abu-Qdais H.A. (2000). Energy content of municipal solid waste in Jordan and its potential utilization; Energy Conversion & Management 41 (2000) 983 – 991.

Achankeng E. (2003). Globalization, Urbanization and Municipal Solid Waste Management in Africa, African Studies Association of Australasia and the Pacific 2003 Conference Proceedings - African on a Global Stage; 22 pages.

ADEME (1999). Composition des ordures ménagères en France (données et référence), 60 pages.

ADEME (2000). Déchets municipaux 2^{ème} édition. ADEME éditions, Paris, 11 pages.

ADEME (2000-a). Atlas des déchets en France 2^{ème} édition (données et références), ADEME éditions, Paris, 138 pages.

ADEME (2000-b), Déchets Municipaux: des chiffres clés, 2^{ème} éditions, 12 pages.

ADEME (2004). La gestion des déchets dans les pays en développement, 3 pages ; www.ademe.fr/ademeinternational/rapport_activites_2004/La_gestion_des_dechets.pdf

ADEME (2005-a). Gestion des déchets ménagers ; Etude de préfiguration de la campagne nationale de caractérisation des ordures ménagères ; Rapport intermédiaire : les objectifs ; Version définitive, <http://www.sinoe.org/espaceInfos/rubrique/consultDoc.php?IDDOC=86&PHPSESSID=dd36cc942daf00cd6f799e4de2b1fa78>.

ADEME, (2005). Guide méthodologique pour le suivi des tassements des Centres de Stockage de Classe II (Déchets ménagers et assimilés), Editions ADEME, Angers, 62 pages. www.ademe.fr/htdocs/publications/publipdf/tassements.htm

ADEME, (2005-b). Mieux connaître les déchets produits à l'échelle du territoire d'une collectivité locale ; Guide Méthodologique ; Version Expérimentale ; 111 pages.

AFNOR (2001). Caractérisation des déchets : Dosage du carbone organique total (COT) dans les déchets, boues et sédiments ; NF EN 13137, X 30-404.

AFNOR, (1996). Déchets : Caractérisation d'un échantillon de déchets ménagers et assimilés ; Eds AFNOR ; 24 pages.

Allsopp M., Costner P. et Johnston P. (2001). Incineration And Human Health; State of Knowledge of the Impacts of Waste Incinerators on Human Health; Greenpeace Research Laboratories, 84 pages.

Alm E., Chapman M., Kudo T. , Li S., Lile A., Martin T., Pearl C., Segal T., Sullivan A., Woodruff P., Wowk K. et Cohen Steven, (2004). Solid Waste Alternative Technologies Program: A Solution for New York City's Garbage Problem; Columbia University, School of International and Public Affairs.

Aloueimine S., Matejka G., Zurbrugg C. et Sidi Mohamed M.E., (2005-a). Caractérisation des Ordures Ménagers à Nouakchott : Partie I : Méthode d'Echantillonnage, article en Presse, 7 pages.

Aloueimine S., Matejka G., Zurbrugg C. et Sidi Mohamed M.E., (2005-b). Caractérisation des Ordures Ménagers à Nouakchott : Partie II : Résultats en Saison Sèche et en Saison Humide, article en Presse, 8 pages.

Altaf M.A. et Deshazo J. R (1996). Household Demand for Improved Solid Waste Management : A Case Study of Gujranwala, Pakistan, World Development, Vol. 24, No. 5, pp. 857-868.

André M. et Hubert S. (1997). Gestion des déchets hospitaliers, Projet DESS ‘‘TBH’’, UTC, pp 51, URL : http://www.utc.fr/~farges/DESS_TBH/96-97/Projets/DS/DS.htm

Anonyme-1. Programme de recherche et développement 2000- 2003, 102 pages.

Anonyme – 2. Programme ‘‘Gestion durable des déchets et d’assainissement urbain’’; Thèmes Spécifiques; Gestion durable des déchets solides urbains; 12 pages ; http://www.pseau.org/epa/gdda/Thm_Dejets.pdf.

Anonyme – 3. Feriana environnement. Exemple de remise en état: carrière de calcaire, (SOTACIB de Feriana), <http://www.edunet.tn/ressources/sitetabl/sites/kasserine/Feriana/feriana/environnement.htm>.

Anonyme, (2004-b). Requirements for Landfill Closure and Monitoring; Lecture 23; <http://www.core.org.cn/NR/rdonlyres/Civil-and-Environmental-Engineering/1-34Spring2004/32B37F13-AC1C-4AFC-86C7-0EE6EC2AAE05/0/lecture23.pdf>.

Anonyme, (2004-a). Recueil Activités Pédagogiques ; Québec-Cameroun, Mission 2003-2004 ; 74 pages ; www.eia.qc.ca/rapport2004/Monographies/Recueil_activités/Activités_Qc-cameroun_2004.pdf

Arcens M.T. (1997). La Collecte des Ordures Ménagères au Secteur 15 de Ouagadougou ; Programme UWEP Waste Enda Tiers-Monde/CREPA.

Aye L. et Widjaya E.R., (2005). Environmental and economic analysis of waste disposal options for traditional markets in Indonesia, Waste Management xxx (2005) xxx - xxx, Article in Press, accepted 15 September 2005.

Baccini P., Baechler M., Bruner P.H. et Henseler G. (1985). From waste disposal to material management : the control of antropogenic material fluxes as an interdisciplinary challenge, Müll and Abfall, 17, 99 – 108.

Barlaz M.A. et Reinhart D.R., (2004). Bioreactor landfills: progress continues, Waste Management 24 (2004) 859 – 860.

Bellamy C., 1997. The State of the World's Children, United Nations Children Fund (UNICEF), 109 pages.

Bernache-Pérez G., Sanchez-Colon S., Garmendia A.M., Davila-Villarreal A. and Sanchez-Salazar M.E. (2001). Solid waste characterisation study in Guadalajara Metropolitan Zone, Mexico; Waste Management Research, 19: 413 - 424.

Bolaane B. et Ali M. (2004). Sampling Household Waste at Source: Lessons Learnt in Gaborone; Waste Management & Research, Vol. 22, No. 3, 142-148.

Braun R. and Jaag O. (1970). Methods of Sampling and Analysis of Solid Waste. Eawag, Swiss Federal Institute for Water Supply, Sewage Purification and Water Pollution Control ; Section for Solid Wastes ; CH- 8600 Dübendorf, Switzerland; 72 pages.

Buenrostro O. et Bocco G. (2003). Solid waste management in municipalities in Mexico: Goal and perspectives, Resources, Conservation and Recycling 39 (2003) 251 – 263.

Callace N. (2001). Characteristics of different molecular weight fractions of organic matter in landfill leachate and their role in soils sorption of heavy metals, Environmental pollution, 113 331 – 339.

Cheikh Malainine M. L., (2002). Forum sur les indicateurs statistiques pour le suivi de la pauvreté : « Le Recensement Général de la Population et de l'Habitat (RGPH) 2000 » ; Nouakchott, ONS Mauritanie.

CIEDE (1999). Informations techniques, Ministères de l'Aménagement du Territoire, de l'Eau et de l'Environnement, Module 6 ; Maroc.

www.ciede.org.ma/siedcc/siedcc/Infotechniques.htm

Cointreau-Levine S., (1997). "Occupational and Environmental Health Issues of Solid Waste Management". International Occupational and Environmental Medicine. St. Louis (USA); 25 pages.

Collignon B., Tourad M. Heu, D., Estienne C., Abdelkader B. et Moulay Zeine S.A. (2002). Etude de définition et de faisabilité du projet de développement urbain dans les quartiers défavorisés de Nouadhibou, rapport final.

Colloque, 1994. Colloque International : Eau, Environnement et Développement, Nouakchott 20-22. 03.1994, 307 pages.

Cooper C.D., Kim B. et MacDonald J. (1999). Estimating the Lower Heating Values of Hazardous and Solid Waste ; Journal of the Air & Waste Management Association; 49:471-476.

Cours EMSE. Filières de traitement des OM ; Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne. www.wawawa.emse.fr/~debray/cours/fili%20resom.pdf; 76 pages.

Crowe M., Nolan K., Collins C., Carty G. et Donlon B. (2002). Biodegradable Municipal Waste Management in Europe. Part 1. Strategies and Instruments. European Environment Agency, Copenhagen, 19 pages.

Daskalopoulos E., Badr O. et Probert S.D. (1998). Municipal solid waste : a prediction methodology for the generation rate and composition in the European Union countries and the United States of America, Resources, conservation and Recycling 24 (1998) 155 - 166.

Déclaration d'Abidjan, (1996). Plan d'Action pour une gestion durable des déchets solides en milieu urbain d'Afrique de l'ouest et centrale, séminaire, le 16 février 1996, Abidjan.

Diaz L.F. (1998). Resolving Institutional, Regulatory and Human Resource Issues in Municipal Solid Waste Management, presented at Atlas Economic Research Foundation Conference on Poverty and the Environment: Global Lessons – Local Solutions, Orlando, Florida.

Diop O. (1988). Contribution à l'Etude de la Gestion des Déchets Solides de Dakar : Analyse systémique et Aide à la Décision, thèse de doctorat N° 757, Département de Génie Rural et Géométrie, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 292 pages.

Dixon N. et Langer U. (2006). Development of a MSW classification system for the evaluation of mechanical properties ; Waste Management 26 (2006) 220 – 232.

Dong, C., Jin B. et Li, D. (2003). Predicting the heating value of MSW with a feed forward, neural network, Waste Management 23 (2003) 103 – 106.

Emmanuel J. (2004). Alternatives to Medical Waste Incineration, de Brenda A. Platt, Institute for Local Self-Reliance, Resources up in Flames: the Economic Pitfalls of Incineration versus a Zero Waste Approach in the Global South. www.no-burn.org/ResourcesupinFlames.zip.

Enda (1998). Preceup, Volet recherché-capitalisation, Pratiques efficaces de gestion des déchets solides dans les villes d'Asie, une analyse régionale, Siddhi-Enda.

Enda Maghreb (2003). Projet de Protection de la biodiversité et des ressources en eau du Bassin Versant de la Moulouya (PBREM), Formation technique sur la gestion des déchets solides municipaux, 63 pages.

Environment Agency, (2004). Guidance for monitoring enclosed landfill gas flares; Landfill directive; Environment Agency Rio House, Waterside Drive, Aztec West Almondsbury, Bristol BS32 4UD, 74 pages.

EPA, (2000). Reducing Waste Can Make a World of Difference: The Link Between Solid Waste and Global Climate Change, Reusable News, EPA 530-N-00-06 Fall 2000, Environmental Protection Agency, Emergency Response (5305W), 12 pages. <http://www.epa.gov/epaoswer/non-hw/recycle/reuse/rn8-00fn.pdf>

EPA (2001). Municipal solid waste in United States: Facts and figures; 183 pages; www.epa.gov/epaoswer/non-hw/muncpl/facts.htm.

EPA (2002). RCRA Waste Sampling Draft Technical Guidance, Planning, Implementation and Assessment, EPA530-D-02-002, Office of Solid Waste and Emergency Response, Office of Solid Waste. Washington, DC, 353 pages.

ESTCP (2002). Impact Of Landfill Closure Designs On Long-Term Natural Attenuation Of Chlorinated Hydrocarbons, Final; Environmental Security Technology Certification Program; Arlington, Virginia, 108 pages.

Estevez P., (2003). Management of Municipal Solid Waste in Santiago, Chile :Assessing Waste-to-Energy Possibilities, Department of Earth and Environmental Engineering Fu Foundation of School of Engineering and Applied Science, Earth Engineering Center, Columbia University; 32 pages

FAYE M. M., (2003). Plan de gestion des déchets biomédicaux, rapport final (A l'issue de l'Atelier National de validation tenu le 6 mars 2003 à Nouakchott), page 19, 90 pages.

FCQ, 1999. Front Commun Québécois. Mémoire du Front commun québécois pour une gestion écologique des déchets sur la consultation publique sur la gestion de l'eau au Québec, 33 pages.

Flyhammar (1997). Estimation of heavy metal transformation in municipal solid waste ; The Science of the Total Environment 198 (1997) 123 - 133 ;

Focus biosécurité (1999). Article « Compostage et santé », focus Biosécurité CH Nr.12 ; Programme prioritaire Biotechnologie du fonds national suisse de la recherche scientifique, 4 pages.

FoE, (2002). Incineration Or Something Sensible ? A Briefing from Friends of the Earth Scotland, 15 pages.

François V. (2004) : Détermination d'indicateurs d'accélération et de stabilisation de déchets ménagers enfouis. Etude de l'impact de la recirculation de lixiviats sur colonnes de déchets, thèse de doctorat N° 8-2004, Université de Limoges.

Gachet C., (2005). Evolution bio-physico-chimique des déchets enfouis au Centre de Stockage de Déchets Ultimes du SYDOM du Jura sous l'effet de la recirculation des lixiviats, thèse, Institut National des Recherches Appliquées de Lyon.

Gagné N. (2004). Technologie du bioréacteur, Analyse du document déposé par le FCQGED, Intersan inc. ; Projet d'agrandissement du lieu d'enfouissement sanitaire de Sainte-Sophie, 61 pages.

Garcia A.J., Esteban M.B., Marquez M.C., Ramos P. (2005). Biodegradable municipal solid waste: Characterization and potential use as animal feedstuffs; *Waste Management* 25 (2005) 780–787.

Georgieva K. and Varma K. (1999). Municipal Solid Waste Incineration; World Bank Technical Guidance Report; the International Bank for Reconstruction and Development / THE WORLD BANK; Washington D.C.

Gidakos E., Havas G. et Ntzamilis P., (2005). Municipal solid waste composition determination supporting the integrated solid waste management system in the island of Crete; *Waste Management* xxx (2005) xxx–xxx; Article in Press; 12 pages.

Guibbert J. J. (1998). "Changer d'échelle pour un changement éco social significatif", annexes : Fiche technique Compostage et Gestion des ordures ménagères, www.globenet.org/preceup/pages/fr/chapitre/reflreco/reflex/autretem/e_b.htm.

Hafid N. et Elhaddek (2004). Compostage et mise en décharge des déchets urbains : bilan de l'expérience d'une région semi aride ; The First International Symposium on the Management OF Liquid and Solid Residues (MALISORE), 26 – 27, April 2004, Mohammedia – Morocco, 372 pages.

Hafid N., El Hadek M., Lguirati A. et Bouamrane A., (2002). Evaluation d'une filière simplifiée de compostage des ordures ménagères ; *DECHETS, Revue Francophone d'Ecologie Industrielle* -N° 25- 1^{er} trimestre 2002.

Hasselriis F. et Licata A. (1996). Analysis of heavy metal emission data from municipal waste combustion, *Journal of Hazardous Materials* 47 (1996) 77 – 102.

Hassen A., Belguith K., Jedidi N., Cherif A., Cherif M. et Boudabous A., (2001). Microbial characterization during composting of municipal solid waste ; *Bioresource Technology* 80 (2001) 217 – 225.

Haynes Goddard C., (1995). The benefits and costs of alternative solid waste management policies; *Resources, Conservation and Recycling* 13 (1995) 183-213.

Hebette A., (1996). Guide pratique de la gestion Afrique sub-saharienne des déchets solides urbains , IAGU-GREA ISBN 2-919894-02-1 Banque Mondiale, page 14, 154 pages.

Henry R.K., Zhao J. et Dong J. (2005). Municipal solid waste management challenges in developing countries – Kenyan case study ; *Waste Management* 26 (2006) 92 – 100.

Hossain MD.S. (2002). Mechanics of compressibility and strength of solid waste in bioreactor landfills. Thesis, Faculty of North Carolina State university at Raleigh; Department of Civil Engineering; 199 pages.

Hoornweg D., Thomas L. et Otten L., (2000). Composting and Its Applicability in Developing Countries, Urban Waste management, Published for the Urban Development Division, The World Bank, Washington DC, 52 pages.

Houot S., Rose J. (2002). « Déchets (agricoles, urbains, industriels) », Prospective SIC 2002 Synthèse de l'atelier n° 8 ; Division « Surfaces et Interfaces Continentales » ; INSU.

Iyengar Srinath R. et Bhave Prashant P., (2005). In-vessel composting of household wastes; Article In Press; *Waste Management* xxx (2005) xxx-xxx ; 11 pages.

Johannessen L. M. et Boyer G. (1999). Observations of Solid Waste Landfills in Developing Countries: Africa, Asia, and Latin America, Urban Development Division, Waste Management Anchor Team, The World Bank.

Johannessen L.M., (1999). Guidance Note on Recuperation of Landfill Gas from Municipal Solid Waste Landfills Urban Development Division, Urban Waste Management Thematic Group, World Bank; 29 pages.

Johannessen L.M., Barton C., Hanrahan D., Boyer M.G. et Chandra C., (2000). Healthcare Waste Management Guidance Note; Urban Development Division, Infrastructure Group Environment Department and Health, Nutrition and Population Team; The World Bank; 69 pages

Jung C.H., Matsuto T. et Tanaka N. (2006). Flow analysis of metals in a municipal solid waste management system; *Waste Management* xxx (2006) xxx-xxx; 12 pages.

Kaibouchi S., (2004). Mâchefers d'incinération d'ordures ménagères : Contribution à l'étude des mécanismes de stabilisation par carbonatation et influence de la collecte selective ; thèse.

Kathiravale S., Muhud Yunus M.N., Sopian K., Samsuddin A.H. and Rahman R.A., (2003). Modeling the heating value of Municipal Solid Waste, Fuel 82 (2003) 1119 – 1125.

Kelly E.J. (2002). Solid Waste Biodegradation Enhancements and the Evolution of Analytical Methods Used to Predict Waste stability, thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University.

Kelly R. J., Novak J. T., Prillaman N., Shearer B. D., Goldsmith C. D. et Hater G. R., (2002-a). Relationships Between Analytical Methods Utilised as Tools in the Evolution of Landfill Bioreactor stability, 37 pages.

Kelly R.J., Novak J. T., Shearer B.D et Prillaman N., (2002-b). Effects Of Enhancement Techniques on The Biological Stabilization of Municipal Solid Waste and the Impact of Plastic on Measurements to Determine Waste Stability.

Lagier T. (2000). Etude des macromolécules de lixiviat : caractérisation et comportement vis-à-vis des métaux, Thèse de doctorat, Université de Poitiers.

Li M., Xiang J., Hu S., Sun L-S., Su S., Li P-S. et Sun X-X (2004). Characterization of solid residues from municipal solid waste incinerator, Fuel 83 (2004) 1397 – 1405.

Longeon O. (2001). La gestion des déchets ménagers et autres déchets assimilés "Une analyse rhônalpine de la question" Réalisé à l'initiative et sous la direction du groupe des conseillers régionaux Verts de Rhône-Alpes 145 pages ; <http://documents.verts.free.fr/rapport%20gestion%20dechet.pdf>

MAED, (2001). Résultats provisoires du troisième recensement général de la population et de l'habitat – 2000, Ministère des Affaires Economiques et du Développement, Office National de la Statistique, Bureau Central du Recensement, 11 pages.

Markarian M. et Ménard K., (2003). La bioréaction appliquée à la gestion des déchets aux Québec : aspects techniques et environnementaux, Front québécois pour une gestion écologiques des déchets, 40 pages.

Matejka G. (1995). La gestion des déchets ménagers et la qualité des eaux, O.I.E., Paris,

Matejka G., Bouvet Y., Emmanuel E., Koulidiati J., Ngnikam E., Tanawa E. et Vermande P. (2005). Gestion maîtrisée des déchets solides urbains et de l'assainissement dans les pays en voie de développement, les besoins en études scientifiques et techniques spécifiques et en outils méthodologiques adaptés, 11 pages.

MBT, (2003). Mechanical Biological Treatment, Cool Waste Management, a State-of-the-Art Alternative to Incineration for Residual Municipal Waste, February 2003 Published by the Greenpeace Environmental Trust Canonbury Villas, London N1 2PN, United Kingdom, 58 pages.

Mbulugwe S.E et Kassenga G.R. (2004). Feasibility and strategies for anaerobic digestion of solid waste for energy production in Dar Es Salaam city, Tanzania, Resources, Conservation and Recycling 42 (2004) 183 – 203.

Medina M. (b). Scavenger Cooperatives in Asia and Latin America; El Colegio de la Frontera Norte, Mexico ; 42 pages.

Medina M. (2000). Scavenger Cooperatives in Asia and Latin America, Resources, Conservation and Recycling. 31(2000) 51-69.

Medina M. (a). Waste Picker Cooperatives in Developing Countries; El Colegio de la Frontera Norte, Mexico ; 36 pages.

Medina M., 1997. Informal recycling and collection of solid wastes in developing countries: Issues and opportunities; UNU/IAS working paper N° 24, 39 pages.

Mehta R., Barlaz M.A., Yazdani R. A Ugenstein D., Bryars M. et Sinderson L. (2002). Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation, Journal of Environmental Engineering; 9 pages; <http://people.engr.ncsu.edu./barlaz/resources/yolobioreactor.pdf>.

Meou N. et Le Clerc F. (1999). Identification de sources des métaux lourds dans les OM ; Creed.

Miller W.L., Earle J.F. et Townsend T.G., (1996). Engineering Control Augmentation of Biological Decomposition at Solid Waste landfills, Florida Center For Solid and Hasardous Waste Management; University of Florida.

MODECOM (1993). Méthode de Caractérisation des Ordures Ménagères/ 2ème édition, ADEME éditions, Paris, 64 pages.

Mohee R. (2002). Assessing the recovery potential of solid waste in Mauritius; Resources, conservation and Recycling 36 (2002) 33 – 43.

Mohee R. (2005). Medical wastes characterisation in healthcare institutions in Mauritius, Waste Management 25 (2005) 575–581.

Morvan B. (2000). Méthode de caractérisation des déchets ménagers : analyse sur produit sec. Déchets Sciences et Techniques, 20, 9-11.

Mustin M. (1987). Le compost ; gestion de la matière organique ; Editions François DUBUSC, Paris ; 955 pages.

N'Diaye I. Bamako, Mali : Propreté des villes – collecte et traitements des déchets, Annexe atelier 1, <http://www.aimf.asso.fr/villes/fiches/bamako.html>

Navarro A. Bernard D. et Millot N. (1988). Les problèmes de pollution par les lixiviats de décharge. Techniques Sciences et Méthodes, 541 – 545.

Ngnikam E., (2002). La maîtrise de la collecte et de traitement des déchets solides dans les pays en développement et réduction des émissions de gaz à effet de serre, rencontre de la coopération technologique nord-sud pour le développement durable et le climat organisées dans le cadre de POLLUTEC, Lyon 25 et 26 Novembre 2002, 22 pages.

Ngnikam E., Vermande P., Tanawa M. et Wethe J., (1997). "Une Démarche Intégrée pour la Maîtrise de la Gestion des Déchets Solides Urbains au Cameroun", Revue Déchets Sciences et Techniques n°5, 1^{er} trimestre 1997.

Nordtest method, (1995). Solid Waste, Municipal: Sampling and Characterisation; NT ENVIR 001, Tekniikantie, FIN-02150 ESPOO Finland ; ISSN 0238-4445 ; 12 pages.

Nordtest method, (1995). Solid Waste, Municipal: Sampling and Characterisation; NT ENVIR 001, Tekniikantie, FIN-02150 ESPOO Finland ; ISSN 0238-4445 ; 12 pages.

Obeng, L.A. et Wright F.W. (1987). The Co-composting of Domestic Solid and Human Wastes. Integrated Resource Recovery. Technical Paper No. 57, World Bank, Washington, D.C., USA.

Ojeda-Benitez S., Armijo de Vega C. et Ramirez-Barreto M.E. (2003). Characterization and quantification of household solid waste in Mexican city, Resources, Conservation and Recycling 39 (2003) 211 - 222.

Pacey J., Augenstein D., Morck R., Reinhart D. et Yazdani R. (1999). The bioreactive landfilling. MSW management, 52-60.

Paul H. Brunner et Walter R. Ernst (1986). Alternative Methods for the Analysis of Municipal Solid Waste, Waste Management & research (1986) 4, 147-160.

Peter J.M. Nas et Jaffe R., (2003). Informal Waste Management, Shifting the focus from problem to potential; CNWS Research School, Leiden University, The Netherlands; 17 pages.

PNUE, (2001). Outil spécialisé (Toolkit) pour l'identification et quantification des rejets de dioxines et des furannes, Programme des Nations Unies sur l'Environnement, PNUE Substances Chimiques, Genève, Suisse, Version préliminaire.

Pohland F.G et Kim J.C., (2000). Microbially mediated attenuation potential of landfill bioreactor systems. Water Science and Technology. Vol. 41, (3). 247-254.

Politique Nationale, (2004). Projet de Politique Nationale pour le Développement de la Nutrition, pages 6-7, 35 pages.

Prévoit H. (2000). La récupération de l'énergie issue du traitement des déchets, Conseil général des Mines Juillet 2000, Ministère de l'Economie, des finances et de l'industrie, 124 pages.

Price G.A., Barlaz M.A. et Hater G.R., (2003). Nitrogen management in bioreactor landfills; *Waste Management* 23 (2003) 675 – 688.

Project SWA- Tool, 2004, Development of a Methodological Tool to Enhance the Precision & Comparability of Solid Waste Analysis Data, *Methodology for the Analysis of Solid Waste (SWA-Tool)*, European Commission, User Version, 57 pages.

Racine S. (2002). Rue Écologique: Expérience à Pointe-aux Trembles, Montréal, VertigO - La revue en sciences de l'environnement sur le WEB, Vol 3 No 2.

Rapport (2001). La Mauritanie à la croisée des chemins Bilan commun de pays (CCA), Coordination du Système des Nations Unies en Mauritanie, Document de travail 2ème draft, 86 pages, <http://www.maed.gov.mr/Bibliotheque/rapports/CCA-Mauritanie.pdf>.

Rapport (2003). Volet Gestion Globale Et Durable Des Déchets ; Action 1.2 ; Elaboration d'un Schéma Global de collecte et de traitement des résidus urbains pour la Fédération des Municipalités du Chouf Es-Souayjani (FMCES) ; Programme 2002-2003 de coopération décentralisée entre Lille Métropole et la Fédération du Chouf Es-Souayjani ; Schéma global de gestion des résidus urbains ; 11 pages.

Rapport CCA (2002). Nations Unies La Mauritanie à l'aube du 21ème siècle Bilan commun de pays (CCA) Nouakchott, 118 pages.

Rapport OMS, 1997. Rapport du Directeur Général de l'OMS, Questions relatives à l'environnement, Stratégie d'assainissement pour les communautés à haut risque, Conseil exécutif, cent unième session, EB1001/19, 8 pages, 1997.

Rapport, (2004). Statewide Waste Characterization Study, Contractor's Report to the Board, Cascadia Consulting Group, Inc., 124 pages.

Reinhart D.R. et McCauley-Bell P. (1996). Methodology for Conducting Composition Study for Discarded Solid Waste; Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, 82 pages.

Repa E. W., (2003). Bioreactor Landfills : A Viable Technology, National Solid Wastes Management Association, NSWMA Research Bulletin, 4 pages.

<http://wastec.isproductions.net/webmodules/webarticles/articlefiles/463-Bioreactor%20Landfills.pdf>

Report Kenya (2001). Employment Creation through Privatized Waste Collection, Identification of current SWM Practices and scope for ILO Support in Nairobi Kenya, 51 pages,

<http://natlex.ilo.ch/dyn/empent/docs/F1483454801/Nairobi%20SWM%20study,%20for%20ILO%20-final%20report.pdf>

Report, (2002). Heavy Metals in Waste, European Commission DG ENV. (Final report) E3, Project ENV.E.3/ETU/2000/0058, 2002, 86 pages, <http://www.environmental-center.com/articles/article1208/heavymetalsreport.pdf>.

Sancho P., Pinacho A., Ramos P. et Tejedor C., (2004). Microbiological Characterization of food residues for animal feeding ; Waste Management 24 (2004) 919 – 926.

Sané Y. (2002). La gestion des déchets à Abidjan : un problème récurrent et apparemment sans solution ; AJEAM/RAGEE 2002 ; Vol. 4 N°1 ; 13-22

Schéma Directeur, (2003). Schéma Directeur d'Aménagement Urbain de Nouakchott, Horizon 2010 – 2020, Ministère de l'Équipement et des Transports, Direction des Bâtiments, de l'Habitat et de l'Urbanisme, Agence de Développement Urbain, mai 2003, page 14, 108 pages.

Schumacher B. A. (2002). Methods For The Determination Of Total Organic Carbon (Toc) In Soils And Sediments; United States Environmental Protection Agency Environmental Sciences Division National Exposure Research Laboratory; 25 pages.

SENES Consultants Limited, 1999. Méthodologie recommandée pour la caractérisation des déchets dans le cadre des études d'analyse directe des déchets au Canada, Rapport préparé pour le sous-comité de caractérisation des déchets du CCME ; 64 pages, 1999.

SEPS (1993). Les déchets verts. Paysage Actualités, n° 160 ; pp. 26-34 ; Edition. SEPS.

SGDSN, (2003). Stratégie de gestion des déchets solides de Nouakchott, organisation de la filière d'enlèvement des ordures ménagères, volume I, Rapport final, Ministère des Affaires Economiques et du Développement, Programme de Développement Urbain, 2003, 130 pages

Soclo H. H., Aguewe M., Adjahossou B.C. et Houngue Th (1999). Recherche de compost type et toxicité résiduelle au Bénin, TSM N° 9 – septembre 1999 – 94^{ème} année, 9 pages.

Sorum L., Frandsen J.F. et Hustad J.E. (2003). On the fate of heavy metals in municipal solid waste combustion; Part I: devolatilisation of heavy metals on the grate; Fuel 82 (2003) 2273 – 2283.

Ta T. T., (1998). Pour une gestion efficace des déchets dans les villes africaines : les mutations à conduire, les cahiers du PDM, N°1 janvier 1998, 65 pages.

Tangri N., (2003). Waste Incineration: A Dying Technology; Global Anti-Incinerator Alliance/ Global Alliance for Incinerator Alternatives; 107 pages.

Taylor R. et Allen A. Chapitre 12 ; 22 pages ; <http://www.cruzroja.org/salud/redcamp/docs/aguasan-p/groundwater12.pdf>

Tchobanoglous G., Theisen H. et Vigil SamuelA., (1993). Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management Issues ; McGraw-Hill International Editions; Civil Engineering Services; 978 pages.

Tezanou J., Kouliadiati J., Proust M., Sougoti M., Goudeau J. C., Kafando P., Rogaume T., (2001). "Caractérisation des Déchets Ménagers de la Ville de Ouagadougou (Burkina Faso); 10 pages.

Thogersen J., (1999). **Wasteful Food Consumption:** Trends In Food And Packaging Waste, Scandinavian Journal of Management, Volume 12, Issue 3, Pages 291-304.

UNDAF (2005). Mauritanie :Revue à mi-parcours du plan cadre des Nations Unies pour le développement, MAED/PNUD, Nouakchott septembre 2005, page 6 – 9, 36 pages.

Vaidya R. D., (2002). Solid Waste Degradation, Compaction and Water Holding Capacity By Thesis submitted to the Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State

University in partial fulfilment of the requirements for the degree of Master Of Science in Environmental Engineering, 79 pages.

Von Blottnitz H., Pehlken A. et Pretz T. (2001). The description of solid wastes by particle mass instead of particle size distributions. Resources, Conservation and Recycling, 34, 193-207.

Warith M., Li X. and Jin H., (2005). Bioreactor Landfills: State-of-the-Art Review; Emirates Journal for Engineering Research, 10 (1), 1-14 (2005).

Wei Y-S ;, Fan Y.B., Wang M-J et Wang J-S (2000). Composting and compost application in China, Resources, Conservation and Recycling 30 (2000) 277 – 300.

WHO (1978). Methods of Analysis of Sewage Sludge Solid Waste and Compost; WHO International Reference Centre For Waste Disposal; CH- 8600 Dübendorf (Switzerland), 44 pages.

Wicker A. (2000). Chapitre 22: Gestion des Déchets dans « Statistiques pour la politique de l'environnement », 27-28 novembre, Munich ; 12 pages.

Wikipédia, (2004). Liste des pays par PIB (nominal) (FMI et la Banque Mondiale) ; Encyclopédie libre ; 6 pages.

[http://fr.wikipedia.org/wiki/iste_des_pays_par_PIB_\(nominal\)](http://fr.wikipedia.org/wiki/iste_des_pays_par_PIB_(nominal)).

Wilson D., Whiteman A. and Tormin A. (2001). Strategic Planning Guide For Municipal Solid Wastes management; The International Bank for Reconstruction and Development /The World Bank, Version 2.

World Bank.(The Facilitator's Guide; Planning Guide FOR MSWM; ERM for World Bank/SDC, 52 pages.

Youcai Z., Lijie S. et Guojian L., (2002). Chemical stabilization of MSW incinerator fly ashes; Journal of Hazardous Materials B95 (2002) 47–63.

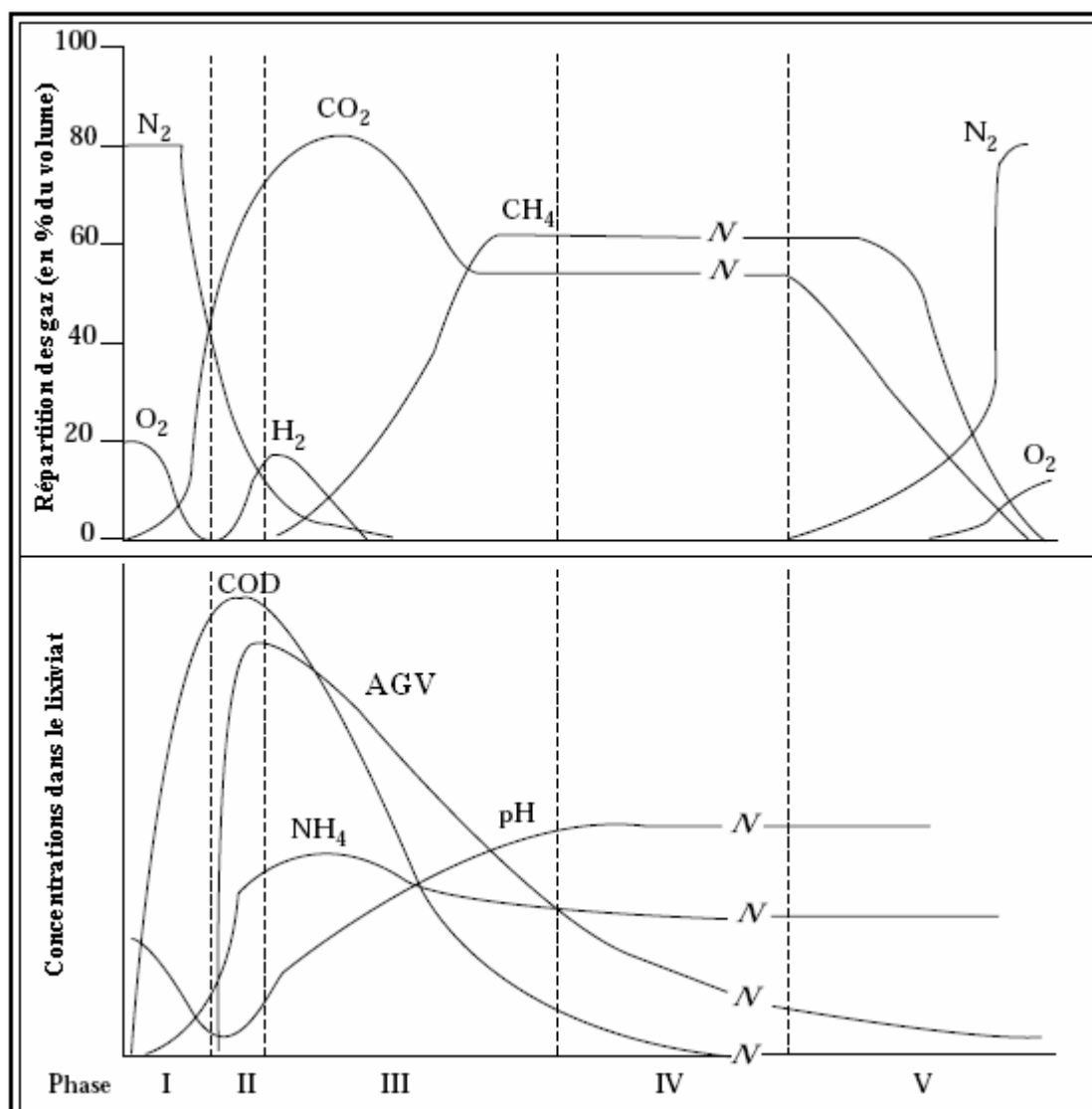
Youcai Z., Stucki S., Ludwig Ch. Et Wochele J., (2004). Impact of moisture on volatility of heavy metals in municipal solid waste incinerated in a laboratory scale simulated incinerator; Waste Management xxx (2004) xxx-xxx, Article In Press; 7 pages.

Zäiri M., Ferchichi M., Ismaïl A., Jenayeh M. et Hammami H. (2004). Rehabilitation of Yahoudia dumping site, Tunisia, Waste Management 24 (2004) 1023 – 1034.

Zurbrügg C., 2001. « Methodology for Market Study for Compost Demand », SANDEC, Duebendorf, novembre 2003.

Annexes

Annexe 1 : Phases de dégradation des déchets : Evolution de la composition du lixiviat et du biogaz (Johannessen, 1999 ; François, 2004 et Gachet, 2005)



Phase I : C'est une phase caractérisée où commence d'accumulation de l'humidité et la consommation de l'oxygène apporté dans les déchets frais. Ainsi, la matière organique est décomposée en présence de l'oxygène (dégradation aérobie). Cette dégradation, qui a lieu aussitôt après la mise en place des déchets, est un processus de compostage accompagné de la production du CO_2 et d'une élévation de température (Johannessen, 1999). Le même auteur indique que cette phase peut durer de quelques semaines à quelques années voire plus. Certains facteurs peuvent influencer sa durée. Il s'agit des conditions climatiques et des facteurs opérationnels liés à la conception et la disposition des alvéoles tels que :

- la qualité initiale des déchets et en particulier leur teneur en matières organiques.

- la fréquence de dépôt des déchets en couches successives qui limitent l'exposition de la masse de déchets à l'air et par conséquent l'apport de l'oxygène dans les couches inférieures des déchets (Gachet, 2005),
- la mise en place de la couverture de protection temporaire qui limite l'entrée d'air

Phase II : Le développement de cette phase dépend des produits de la phase d'hydrolyse précédente. Dans cette phase, appelée aussi de transition ou *acidogénèse*, l'épuisement de l'oxygène entraîne le système vers l'anaérobiose. Ce changement de métabolisme est signalé par l'augmentation de la DCO et la mise en évidence de quantités détectables d'AGV dans le lixiviat (Kelly, 2002 ; Repa, 2003 et Vaidya, (2002) ce qui induit une baisse significative du pH de cet effluent (5 à 6 d'après Kelly, 2002). L'effluent gazeux est principalement constitué du CO₂ (Johannessen, 1999 et Gachet, 2005). Gachet (2005) rapporte que le CO₂ représente 80 % du volume de biogaz généré dans cette phase et 20 % de H₂.

Phase III : A ce stade de la dégradation, appelée *méthanogénèse*, les conditions sont strictement anaérobiques. Le taux de production de méthane dans le biogaz commence à augmenter alors que le CO₂ diminue. Pendant cette phase, la charge organique va diminuer (conversion des acides organiques en biogaz) et le taux d'ammonium va augmenter (conditions anaérobiques). Les sulfates vont être réduits en sulfites et seront capables de précipiter les métaux lourds qui deviennent insolubles avec l'augmentation du pH. Dans un CET traditionnel, cette phase peut durer des décennies alors qu'elle dure beaucoup moins dans un bioréacteur grâce à l'accélération de la biodégradation (Kelly, 2002).

Phase IV : Appelé aussi la *phase stable de méthanogénèse*, cette phase est caractérisée par une production maximale de CH₄ avec une concentration stable de 40 – 60 % du volume total des gaz générés (Johannessen, 1999).

Phase V : C'est la phase de stabilisation des déchets correspondant à un ralentissement important des réactions biologiques et chimiques au sein des déchets. Ainsi, on assiste à la diminution significative de la production du biogaz et à la formation de molécules complexes stables. Toutefois, la génération du méthane continue mais à de faibles taux (Kelly, 2002). Cette phase peut aussi durer des années voire des siècles (Johannessen, 1999).

Annexe 2 : Points saillants de certaines méthodes de caractérisation des déchets (d'après SENES Consultants Limited, 1999)

Points principaux de l'étude	District de la capitale régionale de la C.-B., 1996. Étude de caractérisation des déchets	Ville de Winnipeg – Étude de composition des déchets domestiques, (MPSC)1998	Projet de démonstration de la ville de Markham, 1994. Ébauche de protocole de contrôle	Municipalité régionale d'Ottawa-Carleton, 1997. Étude de caractérisation des déchets solides	Municipalité régionale d'Ottawa-Carleton, 1997. Étude de caractérisation des déchets domestiques	Municipalité régionale d'Ottawa-Carleton, 1997. Projet de caractérisation des déchets provenant d'immeubles d'habitation
Secteurs étudiés	Domiciliaire, commercial, construction et démolition, immeubles d'habitation	Domiciliaire : logements unifamiliaux et multi-familiaux	Domiciliaire	Domiciliaire	Domiciliaire	Domiciliaire – logements multi-familiaux
Méthode de caractérisation des déchets	Échantillonnage des véhicules à la décharge	Échantillonnage des déchets sur le trottoir	Échantillonnage à la décharge de véhicules représentant six itinéraires témoins	Échantillonnage des déchets sur le trottoir	Échantillonnage des déchets sur le trottoir	Échantillonnage des déchets sur le trottoir
Flux de déchets analysés	Ordures ménagères et déchets du jardin	Ordures ménagères et produits recyclables	Ordures ménagères et produits recyclables	Ordures ménagères, produits recyclables et déchets du jardin	Ordures ménagères et produits recyclables	Ordures ménagères et produits recyclables
Nombre de catégories de déchets à trier	Catégories primaires : 16 Catégories secondaires : 56	59 catégories	49 catégories de déchets et 56 catégories de produits recyclables	35 catégories	35 catégories	35 catégories
Périodes d'échantillonnage	Deux périodes d'échantillonnage de quatre semaines en avril et en octobre	Du 14 septembre au 2 novembre 1998	Échantillonnage trimestriel pour mesurer les variations saisonnières	2 semaines au début de mai et 2 semaines à la mi-juin	2 semaines au printemps, 3 semaines en été et 3 semaines en automne	2 semaines au printemps, en été et en automne
Nombre d'échantillons	80	6 échantillons (4 issus de logements unifamiliaux et 2 de logements multi-familiaux)	10 échantillons par saison	70	70	3 (printemps, été et automne)

Annexe 2 (suite) : Points saillants de certaines méthodes de caractérisation des déchets (d'après SENES Consultants Limited, 1999)

Points principaux de l'étude	District de la capitale régionale de la C.-B., 1996. Étude de caractérisation des déchets	Ville de Winnipeg – Étude de composition des déchets domestiques, (MPSC) 1998	Projet de démonstration de la ville de Markham, 1994. Ébauche de protocole de contrôle	Municipalité régionale d'Ottawa-Carleton, 1997. Étude de caractérisation des déchets solides	Municipalité régionale d'Ottawa-Carleton, 1997. Étude de caractérisation des déchets domestiques	Municipalité régionale d'Ottawa-Carleton, 1997. Projet de caractérisation des déchets provenant d'immeubles d'habitation
Précision	+/- 2 % pour un constituant comprenant 0,4 % du flux de déchets et un degré de confiance de 90 %	Non indiqué	Non indiqué	+/- 10 % avec un intervalle de confiance de 90 %	Non indiqué	+/- 10 % avec un intervalle de confiance de 95 %
Poids des échantillons	125 kg par échantillon	Déchets provenant de 40 à 44 ménages	De 90 à 125 kg par échantillon	Déchets provenant de 70 ménages	Déchets provenant de 70 ménages	1 300 kg

Annexe 3 : Questionnaire des enquêtes préliminaires

Ville : Quartier : Standing : N° du ménage

Date de l'enquête : Période : Humide Sèche

<i>N°N°</i>	<i>Rubriques/Questions</i>	<i>Réponses</i>	<i>Observations</i>
1	Nombre de personnes/ ménage		
2	Nombre d'enfants < 6 ans/ ménage		
3	Nombre de personnes vivant dans la maison		
4	Comment vs débarrassez-vous de vos déchets ?	apport volontaire <input type="checkbox"/> par charrette (abonnement) <input type="checkbox"/> par camion municipal <input type="checkbox"/> autres (préciser) <input type="checkbox"/>	
5	Combien de fois par jour ?		
6	Les non abonnés : seriez-vous prêts à payer pour le service ?	Oui : Combien/mois Non : Pourquoi ?	
7	Effectuez-vous un tri au préalable pour valorisation Non <input type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Si oui quelles fractions ?		
8	Quelle quantité estimez-vous votre production en matières organiques ?		
9	Quelle issue pour ces matières organiques ?	rejetées comme les autres <input type="checkbox"/> auto-utilisation <input type="checkbox"/> Collectées pour d'autres <input type="checkbox"/> Autres issues (préciser) <input type="checkbox"/>	
10	En cas de valorisation de cette fraction comme	Quel est le nombre de têtes de bétail dont dispose le ménage ?	

	aliment de bétail :	Combien d'argent en moyenne dépensez-vous par jour pour l'alimentation des bêtes en complément ?		
11	Pratiquez-vous le compostage ? Oui <input type="checkbox"/> Non <input type="checkbox"/> Si Non, l'envisageriez-vous ? <input type="checkbox"/>			

N.B. D'autres questions, telles que le revenu des ménages, figuraient dans le questionnaire initial, mais elles ont été supprimées car les ménages ne voulaient pas y répondre et les quelques résultats récoltés n'étaient pas significatifs.

Autres commentaires de l'enquêteur :

.....

.....

.....

L'enquêteur

Le Coordinateur

Annexe 4 : Récapitulatif des résultats des enquêtes

Questions ou rubriques	Réponses																			
	Bas standing				Moyen standing				Haut standing				Nouakchott							
Nombre de ménages	28				29				28				Total : 85							
Taille moyenne	7,2				5,4				5,1				Moyenne : 5,9							
Enfants < 6 ans/ménages	2,7				2,8				1,7				Moyenne : 2,4							
Gestion des déchets ⁽¹⁾ ; %	AV	AB	CM	Autres	AV	AB	CM	Autres	AV	AB	CM	Autres	AV	AB	CM	Autres				
	23	18	0	59	26	20	0	54	6	28	40	26	18	22	13	47				
% ménages pour un sce payement ; UM/mois ⁽²⁾	Oui	67	Non	33	Oui	86	Non	14	Oui	88	Non	12	Oui	80	Non	20				
	Montant	500			Montant	1000			Montant	1000			Montant	833						
Fractions triées ; réponse en % des ménages	Oui			Non	Oui			Non	Oui			Non	Oui			Non				
	Fermentescibles			91	9	Fermentescibles			94	6	Fermentescibles			70	30	Fermentescibles			85	15
	Carton			35	65	Carton			53	47	Carton			66	34	Carton			51	49
	Verre			6	94	Verre			15	85	Verre			72	28	Verre			31	69
	Métaux			0	100	Métaux			0	100	Métaux			8	92	Métaux			2,7	97,3
⁽³⁾ Issue des fermentescibles	Rej.	Valor.	Col	Autres	Rej.	Valor.	Col	Autres	Rej.	Valor.	Col	Autres	Rej.	Valor.	Col	Autres				
	0	91	9	0	0	94	4	2	12	70	14	4	4	85	9	2				
% de ménages avec bétail	70				59				15				48							
bétail/ménages en moyenne	2,7				3,2				3				3							
Alimentation du bétail UM/jour/tête	27				35				33				32							
Pratique du compostage	Oui		Non		Oui		Non		Oui		Non		Oui		Non					
	0		100		0		100		0		100		0		100					
Compostage en perspective ; %	3		97		0		100		2		98		1,6		98,4					

⁽¹⁾: AV = apport volontaire ; Ab = abonnement ; CM = camion municipal ; ⁽²⁾: 320 UM (ouguiya) = 1 euro ; ⁽³⁾: Rej. = rejetés avec les OM ; Val. = valorisés ; Col =

collectés pour d'autres utilisateurs